

## EFECTOS DEL FUEGO PRESCRITO BAJO ARBOLADO DE *P. pinaster* EN SUELOS FORESTALES DE GALICIA Y ANDALUCÍA

J. A. Vega\*, J. Landsberg\*\*, S. Bará\*, T. Paysen\*\*\*, M. T. Fontúrbel\* & M. Alonso

\*Departamento de Incendios Forestales y Protección Ambiental. Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Apdo.127. 36080. Pontevedra. España. Tel: 34-(9)86-856400; Fax: 34-(9)86-856420; e-mail: javega@inia.es javega@sfp.cifl.cesga.es

\*\* Pacific Northwest Research Station. Forest Science Laboratory. Wenatchee. 1133 North Western Avenue, Washington, 98801 USA

\*\*\* United States Forest Service. Pacific Southwest Research Station. Forest Fire Laboratory. Riverside. California. USA.

### INTRODUCCIÓN

La quema prescrita se ha confirmado en varios países (Canadá, Australia...) y especialmente Estados Unidos, como una herramienta selvícola polivalente que puede cubrir objetivos tan variados como la reducción del peligro de incendios, mejora del hábitat de la vida silvestre animal, o la devolución de ecosistemas a sus condiciones más prístinas (KOZLOWSKI y AHLGREN, 1974; GILL *et al.*, 1981; MOONEY *et al.*, 1978; PAYNE, 1984).

En Europa, sin embargo, a pesar de las experiencias pioneras de uso del fuego bajo arbolado de LIACOS (1977), VEGA (1978), MOREIRA (1981; 1997), REGO *et al.* (1983) y DELABRAZE y VALETTE (1984) la técnica no se ha generalizado. Algunas limitaciones han sido señaladas por VEGA *et al.* (1985) y RAPP (1991) en el caso europeo. Aunque los primeros estudios no encontraron efectos negativos en el suelo tras quemaduras repetidas (METZ *et al.*, 1961; WELLS, 1971) y en otros posteriores tampoco se hallaron cambios sustanciales en el nivel de nutrientes edáfico (BINKLEY *et al.*, 1992; MCKEE, 1982), otros autores han señalado objeciones a su uso

repetido por pérdida de nutrientes debida a volatilización y transferencia particulada durante la combustión (RAISON *et al.*, 1985; GILLON y RAPP; 1989). También otros (eg. VANCE y HENDERSON, 1984; HOSSAIN *et al.*, 1995) han observado efectos negativos en la dinámica del nitrógeno y fósforo en el suelo y cubierta orgánica de éste tras numerosas repeticiones. Las alteraciones producidas a estos componentes, aunque, en general, menos evidentes que las relativas a la vegetación y al arbolado, son de gran importancia, ya que influyen en procesos cruciales del ecosistema como la descomposición, reciclado y absorción de nutrientes.

Este trabajo recopila los resultados obtenidos a lo largo de varios años de investigación sobre los efectos de quemaduras prescritas realizadas en masas de *P. pinaster* de diversas zonas de Galicia y S de Andalucía. Se ha llevado a cabo un seguimiento de las áreas tratadas de 6 años de duración incluyéndose los efectos de la repetición de los tratamientos de quema.

Uno de los objetivos principales de estos estudios fue determinar la influencia del fuego prescrito en el contenido de nutrientes

**Tabla 1.** Características de los sitios experimentales de *P. pinaster* donde se efectuaron tratamientos con fuego prescrito y roza del sotobosque

SITUACIÓN	GALICIA						ANDALUCÍA
Provincia	Lugo (SE)		Lugo (centro)		Pontevedra		Málaga
Sitio	Vilachá	Val de Nocado	Pedrido	Rodela	Cerponzons	Xinzo	Porrejón (Sierra Bermeja)
Litofacies	esquisto		Conglomerados		granito		peridotita
Pendiente	11	38	7	10	22	15	34-46
Tª anual media (°C)	12		11		15		16
Precipitación anual (mm)	900		1100		1600		1190
Clima *	nemoro-mediterráneo VI(IV)2		Nemoral Genuino VI(V)		subnemoral VI(IV)3		nemoro-mediterráneo VI(IV)2
Vegetación predominante del sotobosque,	<i>Chamaespartium tridentatum</i> , <i>Ulex europaeus</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Cistus populifolius</i> , <i>Cistus ladanifer</i>		<i>Ulex gallii</i> , <i>Erica australis</i> , <i>Chamaespartium tridentatum</i> , <i>Calluna vulgaris</i>		<i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Daboecia polifolia</i> , <i>Ulex europeus</i> , <i>Rubus sp.</i>		<i>Ulex parviflorus</i> , <i>Cistus populifolius</i> , <i>Quercus coccifera</i>
Arbolado							
Edad (años) 1984	30	29	29	30	34	29	18-156
Densidad inicial (pies/ha)	1255	1198	1064	1898	1100	1187	900-1130
Diámetro medio inicial (cm)	18	17	23	17	23	24	21
* Clasificación según Allué (1990)							

en los compartimentos edáfico y cubierta orgánica del suelo tras la primera y segunda aplicación del tratamiento.

### Características de los sitios experimentales y de los tratamientos

En la Tabla 1 se presentan las principales características de los sitios estudiados.

En Galicia las quemadas prescritas se efectuaron por primera vez en otoño-invierno de 1983-1984 y por segunda en invierno y primavera de 1988 tras el aclareo de la masa

el otoño anterior en parcelas quemadas y control. En Sierra Bermeja la densidad inicial del arbolado (800-1560 pies/ha) se redujo antes de las intervenciones en el sotobosque hasta 600 pies/ha. Se llevaron a cabo dos tipos de tratamientos: aclareo del arbolado con quema posterior del sotobosque y aclareo con roza, aplicándose en abril de 1987 y en abril/mayo 1991.

Las condiciones meteorológicas durante las quemadas fueron bastante variadas con la temperatura del aire oscilando entre 7 y 20°C, la humedad relativa 37 y 91% y la velocidad del viento variando entre 0,1 y 3,2

**Tabla 2.** Valores medios del contenido de agua (porcentaje respecto al peso seco) del suelo, hojarasca (LF) y humus bruto (H) en el momento de las quemas prescritas. Entre paréntesis el rango de cada valor para los diferentes sitios de estudio y tratamientos.

Sitio y tratamiento	Suelo	LF	H
Galicia 1ª aplicación de la quema (n=19)	33,2 (17,0-53,0)	25,6 (12,4-35,6)	143,9 (44,1-257,7)
Galicia 2ª aplicación de la quema (n=16)	39,6 (22,0-67,8)	43,2 (26,9-59,1)	113,4 (62,3-191,2)
Sierra Bermeja 1ª aplicación de la quema (n=9)	19,5 (14,1-25,8)	21,1 (14,2-32,0)	77,0 (55,0-99,7)
Sierra Bermeja 2ª aplicación de la quema (n=9)	23,4 (18,9-30,1)	17,5 (12,5-20,7)	64,3 (37,1-113,0)

m.s<sup>-1</sup>. La técnica de ignición empleada en todos los casos fue la quema a favor del viento y/o pendiente por fajas.

Los contenidos de agua del suelo, hojarasca (LF u Oi+Oe) y humus bruto (H u Oa) durante las quemas (Tabla 2) indican que los tratamientos de fuego prescrito se condujeron bajo un rango amplio de humedad; los valores en las quemas de Sierra Bermeja fueron mas bajos que en los pinares de Galicia, especialmente los del humus bruto.

En conjunto, las masas gallegas presentaban inicialmente una carga promedio de combustible total de unas 44 t/ha, superior a las de Andalucía, con 30 t/ha, antes de aplicar los primeros tratamientos. El humus bruto representaba el 43% de esta cantidad en los dos sitios, la hojarasca (fresca y parcialmente descompuesta) el 23 y 31%, los restos leñosos el 19 y 24% y la vegetación el 14 y 2%, respectivamente.

Las temperaturas máximas generadas durante las quemas, monitorizadas con termopares tipo K, unidos a registradores o data loggers, resultaron muy variables (Tabla 4). En Galicia, en general, el calentamiento de la superficie del suelo fue pequeño, alcanzándose una temperatura máxima media >60°C durante un tiempo muy variable. Por otra parte, la duración de la elevación de la temperatura por encima de 200°C en la superficie del suelo fue, generalmente,

de escasa duración. Por el contrario, las temperaturas máximas fueron bastante más elevadas en la primera quema de los pinares andaluces. La mayor sequedad del mantillo inferior y del suelo, junto a una menor velocidad de avance parecen haber influido en ese resultado. Tanto en los pinares de Galicia como en los andaluces las temperaturas máximas y las duraciones de temperatura >200°C fueron más grandes en los primeros tratamientos que en los segundos en concordancia con mayores cantidades de combustible consumido. Esto fue especialmente pronunciado en los pinares andaluces, en los que la cantidad de humus bruto existente antes de la segunda aplicación del fuego era muy reducida.

La longitud de la llama varió entre 0,30-1,50 metros y la velocidad media de propagación del fuego tuvo un rango de 0,20 a 2,68 metros por minuto. Finalmente, la intensidad lineal del frente de llamas fue calculada según la fórmula de Byram (1959), considerando como combustible disponible el inferior a 6 mm de diámetro y utilizando valores de poder calorífico de los componentes del complejo determinados en calorímetro en el laboratorio. Su valor osciló entre 31-958 kilowatios por metro lineal de frente de fuego.

Inmediatamente después de la primera aplicación de la quema prescrita en los sitios de Galicia (Tabla 3) se produjo una reduc-

**Tabla 3.** Reducciones medias de combustible ( $\text{g/m}^2$ ) producidas por las quemas prescritas y porcentaje de humus remanente inmediatamente después de quemar en los pinares de *P. pinaster* de Galicia y Andalucía estudiados. Entre paréntesis el rango de cada valor para los diferentes sitios de estudio y tratamientos

Sitios y tratamientos	Humus remanente (% respecto de la carga inicial)	Humus	LFH	Restos leñosos Caídos	Combustible total
		$\text{g/m}^2$			
Galicia 1ª aplicación de la quema (n=19)	93,2 (67,7-100)	133 (0-732)	710 (409-1250)	247 (58-610)	1280 (641-2572)
Galicia 2ª aplicación de la quema (n=16)	87,8 (67,1-100)	224 (0-718)	707 (195-1458)	142 (21-319)	972 (412-1652)
Sierra Bermeja 1ª aplica. de la quema (n=9)	45,3 (32,5-63,0)	684 (415-1232)	1547 (1163-2094)	413 (205-755)	1989 (1460-2548)
Sierra Bermeja 2ª aplica. ción de la quema (n=9)	37,4 (11,0-71,9)	345 (65-964)	817 (489-1260)	151 (36-286)	992 (546-1555)

ción relativa de la carga de hojarasca de un 60% y del humus bruto en un 9% en relación a los respectivos valores iniciales. La reducción media de la porción inferior del mantillo (H) fue muy pequeña. En la segunda aplicación del fuego, la cantidad de combustible total consumido fue algo más baja que en la primera, debido a la menor cantidad de matorral en el sotobosque y una consunción mas reducida de los restos leñosos caídos. La hojarasca sufrió una disminución media similar a la de las primeras quemas. El humus fue también escasamente afectado y el porcentaje remanente resultó muy elevado; de hecho, solo el 40% de las parcelas mostraron una leve reducción en la cantidad de este estrato de combustible (12,2% de la carga pre-fuego). Esto aseguró una eficaz protección del suelo mineral.

En los experimentos de Sierra Bermeja el fuego prescrito redujo en su primera aplicación mas del doble de hojarasca que en las quemas de los pinares gallegos. Esto pareció deberse al menor contenido de humedad del humus (Tabla 2) -menos de la mitad que en los pinares de Galicia-. Por su parte, el humus bruto sufrió una reducción considerable, en consonancia con su menor nivel de humedad en comparación a las quemas de Galicia (Tabla 2). No obstante, la exposición

del suelo mineral fue muy reducida. La roza y raspado de la hojarasca y mantillo aplicados por primera vez produjeron disminuciones de la carga de estos dos estratos semejantes a los de la quema.

El segundo tratamiento de fuego prescrito en los pinares andaluces supuso una reducción del combustible inferior a la mitad de la del primero (Tabla 3) aunque este estaba más seco. Ello se debió a que se partía de una carga inferior a la inicial. La reconstitución había sido más lenta que en los pinares de Galicia; esto afectó especialmente a la carga de H. La segunda aplicación de la roza produjo en la cubierta muerta del suelo un efecto semejante al de la quema.

## PRINCIPALES RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 1. Cambios en las cantidades de nutrientes totales, en la hojarasca y mantillo

Considerando el conjunto de datos de la 2ª quema de Galicia y los dos tratamientos de quema de Sierra Bermeja la masa de nutrientes totales de la cubierta orgánica del suelo sufrió una reducción media del 50% para la masa inicial de N y de alrededor del 30% para los restantes nutrientes estudiados,

**Tabla 4.** Régimen térmico medio durante las quemas prescritas. Entre paréntesis los rangos de los correspondientes valores

Sitios y tratamientos	Tª máxima superficie suelo mineral (°C)	Tª máxima 2 cm por debajo de la superficie del suelo mineral (°C)	Duración Tª>200°C sup. suelo mineral (minutos)	Duración Tª>60°C sup. suelo mineral (minutos)
Galicia 1ª aplicación de la quema (n=19)	73 (16-272)	21 (9-66)	0,18 (0-2,0)	2,12 (0-21,6)
Galicia 2ª aplicación de la quema (n=16)	54 (23-180)	19 (10-27)	0,13 (0-0,7)	0,83 (0-2,90)
Sierra Bermeja 1ª aplicación de la quema (n=9)	146 (33-402)	30 (22-38)	2,28 (0-4,7)	9,92 (0-17,9)
Sierra Bermeja 2ª aplicación de la quema (n=9)	53 (20-138)	17 (14-21)	0,11 (0-1,0)	0,67 (0-3,0)

inmediatamente después de aplicar los tratamientos.

Se han encontrado algunas **ecuaciones de predicción de los cambios de estos nutrientes del estrato de la hojarasca y mantillo** producido por las quemas prescritas que se resumen en la Tabla 5.

La variable que mejor explica los cambios en los contenidos de nutrientes es el porcentaje de reducción de la carga del propio estrato que absorbe un alto porcentaje de variabilidad de la variable dependiente; otras variables influyen también, como la humedad de la porción inferior del mantillo, la

**Tabla 5.** Ecuaciones de predicción de los cambios de los nutrientes totales en la cubierta orgánica del suelo (hojarasca y mantillo) producidos por quemas prescritas en masas de P. pinaster de Galicia (2ª aplicación de quema prescrita) y Sierra Bermeja (1ª y 2ª aplicación de quema prescrita)

Ecuación de regresión (n=34)	r <sup>2</sup> ajustado	s.e.
<b>PRN=1,29+0,96 PRLFH</b>	0.99	2.7
<b>PRP=10,70+0,90 PRLFH-0,21hH</b>	0.93	8.4
<b>PRK=12,78+1,51 PRLFH-0,38 PRELF</b>	0.9	11.1
<b>PRCa=46,65+1,45 PRLFH+0,05 CG3R</b>	0.91	12.1
<b>PRMg=-19,22+1,13 PRLFH-0,06 VTFH</b>	0.9	11

PRN = porcentaje de reducción de la masa (g/m<sup>2</sup>) de N total

PRP = porcentaje de reducción de la masa (g/m<sup>2</sup>) de P total

PRK = porcentaje de reducción de la masa (g/m<sup>2</sup>) de K total

PRCa = porcentaje de reducción de la masa (g/m<sup>2</sup>) de Ca total

PRMg = porcentaje de reducción de la masa (g/m<sup>2</sup>) del Mg total

PRLFH = porcentaje de la reducción carga (g/m<sup>2</sup>) LFH

hH = porcentaje de humedad de H

PRELF = porcentaje de reducción del espesor (cm) de LF

CG3R = carga de restos leñosos de diámetro entre 25 y 75 mm, o de 100 h de tiempo de retardo (G3R), g/m<sup>2</sup>

VTFH= Velocidad de subida de la temperatura en la interfaz hojarasca semidescompuesta-humus bruto (FH), °C/s

reducción de espesor o la carga inicial de alguno de los combustibles, aunque su contribución a la variabilidad total es muy pequeña comparada con la reducción de la carga.

El conocimiento de estas relaciones puede ayudar a predecir los cambios esperados en los niveles de nutrientes de la cubierta orgánica del suelo como consecuencia de una quema. Por otra parte, el porcentaje de reducción de la cubierta orgánica (PRLFH) también se puede estimar mediante otras ecuaciones descritas en otro de los trabajos (VEGA et al., 1998) presentado a este Taller, con lo que es posible, desde el punto de vista práctico, cuantificar el impacto de una quema sobre el stock de nutrientes totales de la cubierta orgánica del suelo.

El promedio de las pérdidas de nutrientes totales de la hojarasca y mantillo, debido a la combustión parcial de estos estratos durante la quema, fue mas bajo que el encontrado generalmente por otros autores con fuegos prescritos en diferentes ecosistemas, como eucaliptales australianos (RAISON et al., 1985), bosque de *P. halepensis* en clima mediterráneo (GILLON y RAPP, 1989) o de *P. ponderosa* (LANDSBERG, 1992) e inferior también a los medidos en sabana brasileña (PIVELLO y CONTINHO, 1992) o australiana (Cook, 1994) o herbazales brasileños (KAUFFMAN et al., 1994). Pero fueron del mismo orden de los observados en *P. pinaster* en Galicia (VEGA et al., 1993) y notablemente menores que los obtenidos en experimentos de simulación de quemas en laboratorio (GILLON et al., 1995). Cabe también señalar que otros autores, en cambio, no detectaron reducciones en los contenidos de N u otros nutrientes como consecuencia de una sola quema prescrita bajo arbolado (COVINGTON y SACKETT, 1984; SCHOCH y BINKLEY, 1986, RED y NUTTER, 1986).

En nuestro caso, la escasa consunción de la porción inferior del mantillo (H) en los pinares gallegos aseguró el mantenimiento de una cantidad muy apreciable de los nutrientes iniciales mientras que en Sierra Bermeja el impacto de la quema y de la roza fue más pronunciado por la drástica reduc-

ción de ese estrato de materia orgánica. La importancia de la permanencia de una gruesa capa de humus después del fuego en la limitación de pérdida de nutrientes y del papel crucial que el contenido de agua del humus bruto juega en ello ha sido resaltado también por diferentes autores (eg. RAISON et al., 1985; GILLON y RAPP, 1989; GOH y PHILLIPS, 1991; LITTLE y KLOCK, 1985; DYRNESS y NORUM, 1983) tanto en quemas prescritas bajo arbolado como de restos de corta en sitios despejados.

Por otro lado, una parte de los nutrientes totales pasó a mineralizarse casi instantáneamente tras la quema y se lixivió a través del perfil del suelo y la escorrentía superficial y subhipodérmica. Una porción pudo ser captada por el complejo de cambio y por las raíces de la vegetación del sotobosque y el arbolado, suponiendo un aporte extra de nutrientes. Pero otra pudo fácilmente exportarse del sistema y perderse. La reconstrucción de la cubierta orgánica del suelo fue muy rápida y cuatro años después, el nivel de nutrientes totales era semejante a los valores pre-fuego. Aunque las pérdidas de nutrientes fueron muy pequeñas en comparación con el contenido total del suelo superficial afectaron a un compartimento del sistema importante desde el punto de vista de reciclado de nutrientes. Su repetición en el tiempo podría disminuir apreciablemente el contenido de nutrientes totales en la cubierta de hojarasca y mantillo (MCKEE y LEWIS, 1983) y tener consecuencias negativas para la nutrición del arbolado (GILLON y RAPP, 1989; GILLON et al., 1995; RAISON et al., 1985; JORGENSEN et al., 1980; O'CONNELL, 1989).

## 2. Efectos en el suelo superficial

### *Cambios en las variables químicas*

#### GALICIA

En conjunto se observaron pocos cambios significativos en los parámetros edáficos analizados inmediatamente después de la aplicación de los tratamientos, a corto (2 años) y medio plazo (4 años después de la

quema), así como después de la repetición de ésta en los primeros 5 cm del suelo mineral.

Los contenidos de materia orgánica (**MO**), la relación carbono/nitrógeno (**C/N**) y el **pH** del suelo se vieron, en general, poco afectados por las quemaduras. Entre los cambios detectados se pueden destacar disminuciones significativas de la **MO** y de la tasa **C/N** a los dos años de las quemaduras, de escasa cuantía, y no observados posteriormente. Básicamente esto coincide con lo encontrado por VEGA *et al.* (1983), VEGA *et al.* (1985), VEGA *et al.* (1987), VEGA *et al.* (1993), en la primera aplicación del fuego prescrito en pinares de *P. pinaster* en Galicia y también en esta misma especie por REGO *et al.* (1983) y REGO (1986) en el N de Portugal; de igual forma, con lo observado por LANDSBERG (1992) tras una quema de primera entrada en *P. ponderosa* en OREGÓN y PEHL *et al.* (1986) en *P. elliotti* en Georgia.

En cuanto al contenido de nutrientes hubo pequeñas reducciones inmediatas del **N total** en algunas parcelas, y una tendencia, que en alguna alcanzó significación estadística, a la elevación del **pH**. Otros autores indicaron que el **pH** suele aumentar en suelos quemados por prescripción (REGO *et al.*, 1983) debido al aporte de cationes procedentes de las cenizas, aunque dependiendo de la intensidad de la quema y otras características edáficas, puede no haber cambios apreciables (BINKLEY, 1986). También fue evidente una tendencia al aumento de las concentraciones de **K** y **Mg** cambiables como respuesta inmediata a la aplicación de los tratamientos; en algunas parcelas estudiadas fue estadísticamente significativa aunque de escasa cuantía. ELLIS y GRALEY (1983), entre otros autores, encontraron aumentos de algunos cationes cambiables procedentes de las cenizas. El incremento de **K** y **Mg** perduró dos años después de la primera quema. En este momento también se detectó un aumento del nivel de **P** utilizable (Bray-2). A los cuatro años los niveles de los nutrientes mencionados se habían recuperado y eran similares a los valores pre-fuego. Algunos autores han señalado incrementos de nutrientes cambiables y asimilables que se registran habitual-

mente en zonas quemadas por prescripción (ST. JOHN y RUNDEL, 1976; LANDSBERG, 1992; CHRISTENSEN, 1977), aunque otros (HUNT y SIMPSON, 1985) también señalaron decrecimientos en **K** y **Na**.

Las pequeñas variaciones encontradas en nuestro estudio parecen ser consecuencia de las condiciones en las que se realizaron las quemaduras, especialmente del moderado a bajo régimen térmico alcanzado durante ellas (tabla 4). El humus remanente tras las quemaduras fue muy alto (Tabla 3), indicando que hubo poco impacto sobre este estrato, lo que redujo a su vez el efecto sobre el suelo. El alto contenido de humedad del suelo (Tabla 2), posiblemente aminoró el impacto del fuego. Por otra parte, se consumió una cantidad apreciable del material vegetal que pudo aportar alguna cantidad de nutrientes en forma de sales (Tabla 3).

El efecto diferido a corto plazo (un año) de la segunda aplicación de la quema prescrita sobre el suelo mineral fue estudiado estacionalmente en el nivel de 0-2 cm, al esperarse que los pequeños cambios, si se producían, fueran más evidentes en este estrato más superficial del suelo y más fácilmente observables en los meses inmediatamente siguientes a los tratamientos. En conjunto, los valores promedio del **pH**, ratio **C/N** y contenido de **MO** y **N total** no se alteraron en los doce meses posteriores a la segunda quema. La concentración de **K** cambiante no mostró tampoco cambios apreciables, mientras las de **Ca** y **Mg** cambiables y **P** utilizable aumentaron después de los tratamientos. Los cambios observados en este último elemento estuvieron muy relacionados con los eventos de lluvia. Por el contrario, el contenido de **K** cambiante presentó una respuesta menor de la esperada.

### *Sierra Bermeja*

Los cambios en los contenidos de **MO**, **N total**, relación **C/N** y **pH** del suelo (0-5 cm) después de los tratamientos de quema y roza fueron prácticamente nulos en todas las fechas estudiadas, a corto y a medio plazo, y tanto para la primera como la segunda apli-

cación del tratamiento. Esto resulta contrario a lo esperado, especialmente tras la primera quema, ya que hubo un calentamiento del suelo (Tabla 4) muy apreciable y superior al de las quemas en los pinares gallegos, donde se detectaron pequeños cambios. Puede que la mayor pedregosidad superficial y textura algo más pesada del suelo limitaran el impacto sobre estas variables.

Tras la primera intervención se detectaron aumentos en la concentración del **Ca** cambiante y **P** utilizable de las parcelas quemadas que no se repitieron después de la segunda quema. Estos incrementos pudieron deberse a los aportes de nutrientes en las cenizas producidos por la combustión de abundante material vegetal, mientras que la ausencia de detección tras la segunda quema pudo ser causado por un menor aporte de estos elementos, al ser apreciablemente inferior la consunción de materia vegetal en esa repetición del tratamiento. Generalmente, las pérdidas de Ca por volatilización durante las quemas son más pequeñas que las de otros nutrientes (RAISON *et al*, 1985), pero no así las de P, un elemento que puede volatilizarse en la combustión. El nivel de **Mg** cambiante disminuyó después de la roza, probablemente debido a un mayor lavado de este elemento, favorecido por la menor protección del suelo en estas parcelas. En la quema, este efecto, si existió, pudo estar contrarrestado por los aportes de cenizas dando como resultado una ausencia de variación. A largo plazo se registraron algunos incrementos de las concentraciones de **K** y **Ca** cambiantes y de **P** asimilable tras la quema y la roza que pudieran ser consecuencia de los aportes de cationes en las cenizas conteniendo estos elementos en el caso de las parcelas quemadas y una mayor liberación a partir de los restos vegetales en las parcelas rozadas al modificarse las condiciones microclimáticas en el sotobosque y la estructura de la masa.

A pesar de que las quemas en los pinares andaluces fueron, en general, algo más severas que las de Galicia, el impacto en el suelo también fue reducido y no parece haber afectado adversamente a las variables edáficas estudiadas.

En resumen podemos señalar que tras los tratamientos de quema se detectan **cambios de escasa cuantía y de duración variable** en algunos parámetros edáficos, mientras otros no sufren alteraciones aparentes. Esto contrasta con los efectos de los incendios en los que suele producirse la destrucción del estrato arbustivo del sotobosque además de la cubierta muerta del suelo. En bastantes ocasiones, la MO es consumida parcialmente. Las altas temperaturas pueden alterar la estructura de las arcillas, la textura del suelo y favorecer la lixiviación a través del perfil, la erosión y las pérdidas por escorrentía entre otros efectos. Estos procesos no se produjeron en las quemas prescritas.

El hecho de que algunos cambios perduraran dos años después de efectuadas las quemas, podría indicar que, además del complejo de cambio del suelo, el propio mantillo orgánico pudo actuar como un reservorio que retuvo y dosificó la liberación de los nutrientes cambiantes y solubles liberados tras las quemas. Otros importantes procesos edáficos como la mineralización del Nitrógeno o los contenidos de nutrientes en la solución del suelo pueden verse afectados por las quemas y no han sido consideradas aquí.

#### *Variables relacionadas con los cambios edáficos producidos por las quemas prescritas en Galicia y Sierra Bermeja*

Aunque no se encontraron buenas ecuaciones empíricas de predicción de los cambios en los nutrientes edáficos, el análisis de regresión múltiple stepwise reveló algunas variables que explicaron un porcentaje apreciable de variabilidad de ciertos parámetros edáficos (Tabla 6). Las variables dependientes se refieren a las diferencias de los valores post-fuego menos pre-fuego, excepto en la materia orgánica en que esa diferencia es la de los valores de antes de la quema menos los de después de esta.

La relación entre la disminución del contenido de MO y la reducción del espesor del humus bruto puede ser consecuencia de la heterogeneidad espacial en la severidad de la

**Tabla 6.** Variables relacionadas con los cambios edáficos producidos por las quemas prescritas en Galicia y Sierra Bermeja

variable dependiente	variable independiente	n	r <sup>2</sup>
MO (2D1)	REH	24	0,60
Ca (1D1)	REH	24	0,58
Ca (2D1)	(RLFH) <sup>2</sup> x IGI	22	0,62
Mg (1D1)	r, hLF(-)	24	0,69

REH = reducción espesor de la porción inferior del mantillo (humus bruto), mm  
 RLFH = reducción carga de la cubierta orgánica (hojarasca+mantillo) del suelo, g/m<sup>2</sup>  
 IGI = Intensidad lineal del fuego según Byram, kw/m  
 r = velocidad media de propagación del fuego, m/min  
 hLF = humedad de la hojarasca fresca y meteorizada, %  
 MO = diferencia entre el contenido de materia orgánica del suelo superficial (0-5 cm) antes y después del fuego  
 Ca = diferencia entre el contenido de Calcio cambiante del suelo superficial (0-5 cm) después y antes del fuego  
 Mg = diferencia entre el contenido de Magnesio cambiante del suelo superficial (0-5 cm) después y antes del fuego  
 (2D1) = 2 años después 1<sup>er</sup> tratamiento  
 (1D1) = 1 año después 1<sup>er</sup> tratamiento

quema, especialmente en de los pinares andaluces en donde se produjo un mosaico de distintos niveles de severidad del fuego. Sin embargo, la aparición de esta relación dos años después de la quema sugiere que este resultado no fue un efecto inmediato de la quema; quizá la reducción del espesor del humus bruto pudo haber favorecido la descomposición de la MO del suelo superficial facilitando su disminución. Esto podría ser consecuencia de un aumento de radiación, mayor aireación, mejor humectación y aporte de nutrientes en forma fácilmente asimilable, lo que pudo haber estimulado a las poblaciones microbianas descomponedoras, todo lo que podría haber favorecido esta descomposición.

La relación entre la disminución del espesor del humus y el aumento del contenido de Ca cambiante del suelo podría ser reflejo de un grado mas elevado de consunción del combustible con la consiguiente mayor liberación de nutrientes.

La siguiente ecuación, también relativa al Ca, parece confirmar su dependencia de la cantidad de combustible consumido, fuente de cenizas; la presencia de la intensidad

como variable implicada refuerza la contribución de la carga consumida y tal vez indica una combustión más energética que habría facilitado la descomposición y liberación subsiguiente de sales minerales acumuladas en las partes mas lignificadas de la vegetación y restos.

Una velocidad de propagación más elevada pudo dar lugar a una combustión más viva facilitando la liberación del Mg concentrado en las partes mas superficiales de la planta. Por otra parte, la humedad de la hojarasca, que controla en gran medida su consunción, pareció influir también en la ganancia de Mg tras la quema.

### Actividad microbiana del suelo

#### Galicia

Se estudió el efecto de la primera aplicación de las quemas prescritas, efectuadas en tres sitios de Galicia (Vilachá, Cerponzones y Pedrido), sobre los grupos generales y funcionales que intervienen en los ciclos biogeoquímicos del C y N, siguiéndose su evolución desde un mes después de las

quemadas hasta los dos años posteriores a estas.

En los tratamientos en los que se alcanzó una mayor intensidad del fuego ( $450 \text{ kw.m}^{-1}$ ), se observaron aumentos de los fijadores libres de nitrógeno (*Azotobacter* spp.), desnitrificantes, descomponedores de la celulosa anaerobios y pectinolíticos en los 5 primeros cm de suelo superficial. En parcelas quemadas a una intensidad más moderada ( $100$  y  $60 \text{ kw.m}^{-1}$ ) no se detectaron cambios estadísticamente significativos, con la excepción del incremento de fijadores de N observado en las parcelas quemadas a una intensidad intermedia ( $100 \text{ kw.m}^{-1}$ ). Los grupos generales, bacterias, hongos y algas y otros grupos más específicos como proteolíticos, amonificantes, nitrificantes y descomponedores de la celulosa aerobios no fueron afectados por ninguna de las quemadas. Por otra parte, hubo diferencias en algunos grupos entre las localidades donde se efectuaron las experiencias (en relación a las diferentes características físicas y químicas de los suelos de las parcelas), y en prácticamente todos los casos se registraron fluctuaciones estacionales de las micropoblaciones edáficas. Los cambios notados fueron de escasa cuantía y al cabo de dos años después de quemar prácticamente eran inapreciables.

### **Sierra Bermeja**

En los dos años siguientes a la primera aplicación de aclareo, roza y quema del sotobosque se detectaron aumentos de las poblaciones bacterianas y de los fijadores libres de nitrógeno en las parcelas quemadas y aclaradas respecto a las testigo y de los nitrificantes en las parcelas rozadas. En general, la respuesta fue más acusada poco después de los tratamientos y tuvo corta duración. También se registraron disminuciones de las algas y de los hongos como respuesta inmediata a la quema. A partir de los dos años no se observaron diferencias entre tratamientos. No hubo cambios significativos tras la segunda aplicación de los tratamientos.

En general, se encontraron cambios pequeños en los grupos microbianos, lo que

estuvo en consonancia con las escasas variaciones registradas en otros parámetros edáficos y concuerda con los resultados hallados por varios autores (JORGENSEN y HODGES, 1970). Pueden apuntarse, no obstante, unas ligeras ventajas en los suelos tratados, como el aumento de fijadores de N, también encontrado en pinares de Galicia (FONTÚRBEL, 1989; FONTÚRBEL et al., 1995) y en otros ecosistemas (JORGENSEN y WELLS, 1971; MAGGS y HEWETT, 1986) que podrían estar relacionadas con los incrementos de fertilidad pasajeros registrados habitualmente en las parcelas quemadas; esta respuesta no siempre se vio contrarrestada por efectos simultáneos negativos como la disminución de las algas (algunas también fijadores de N) o el aumento de desnitrificantes (que contribuye a la pérdida de este elemento a la atmósfera) y que también se produjeron.

Un aspecto de interés en este tipo de tratamientos es el estudio a medio plazo de los cambios producidos, para comprobar si se detectan efectos negativos remanentes para el ecosistema edáfico. Estos no han sido observados en este estudio y los grupos microbianos solían presentar niveles similares a los pre-tratamiento en los años siguientes a este. Otros autores también señalan una recuperación rápida de los niveles poblacionales habituales que puede producirse a los pocos días de las quemadas (DEKA y MISHRA, 1983), tras las primeras lluvias (AHLGREN y AHLGREN, 1965), o en un período que suele oscilar entre 1 mes y un año post-fuego (ARCARA et al., 1975; FONTÚRBEL, 1989; Fontúrbel et al., 1995; THEODOROU et al., 1982; RENBUSS et al., 1973).

### **CONCLUSIONES GENERALES**

Los resultados procedentes de varios años de investigación sobre los efectos de las dos primeras aplicaciones de fuego prescrito en los nutrientes de la cubierta orgánica y del suelo en pinares de *P. pinaster* situados en Galicia y Andalucía indican que el impacto a nivel de los nutrientes totales de la cubierta orgánica del suelo está estrechamente relacionado con la reducción de carga de

combustible de este estrato. Se han presentado ecuaciones de predicción de estos cambios que pueden ayudar a estimar el nivel de reducción esperado tras las quemas, siempre que éstas se ejecuten en condiciones similares a las aquí descritas. Cabe resaltar que la conservación del humus bruto (H) aparece como un objetivo importante a la hora de minimizar la pérdida de nutrientes totales. Ello es perfectamente posible si la quema se ejecuta con un nivel de humedad suficientemente alto en este estrato, que por otra parte, no constituye un combustible peligroso por sí mismo. La recuperación de la cubierta muerta en los pinares gallegos lleva muy poco tiempo con lo que también se reconstituye el nivel de acumulación de nutrientes.

Se han observado pocas modificaciones en los parámetros químicos y en los microorganismos edáficos analizados como consecuencia de la quema. Esto parece estar relacionado con el escaso impacto térmico producido a nivel de los primeros cm de suelo mineral y la rápida recuperación de la cubierta orgánica del suelo. Además, las ligeras variaciones notadas pudieron relacionarse con las condiciones de las quemas y la reducción de los combustibles, observándose también en esos cambios una gran influencia ambiental y estacional que supera ampliamente a los cambios originados por la quema, la mayor parte de las veces.

## BIBLIOGRAFÍA

- AHLGREN, I.F.; AHLGREN, C.E. 1965. Effects of prescribed burning on soil microorganisms in a Minnesota Jack Pine forest. *Ecology*, 46: 304-310.
- ALLUÉ ANDRADE, J.L. 1990. *Atlas fitoclimático de España*. Taxonomías. Monografías INIA No. 69; 222 pp.
- ARCARA, P.G.; BURESTI, E.; SULLI, M. 1975. Research on forest fires: forecasting fire hazard and effects of fire on soil microbiology. *Annali dell' Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Arezzo*, 6: 75-120.
- BINKLEY, D. 1986. Soil acidity in loblolly pine stands with interval burning. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 1590-1594.
- BINKLEY, D.; RICHTER, D.; DAVID, M.R.; CALDWELL, B. 1992. Soil chemistry in a loblolly/longleaf pine forest with interval burning. *Ecological Applications*, 2: 157-164.
- BYRAM, G.M. 1959. *Combustion of forest fuels*. En: *Forest fire: Control and use*. Davis, K.P. (ed.). McGraw-Hill, New York, pp. 113-126.
- CHRISTENSEN, N.L. 1977. Fire and soil-plant nutrient relations in a pine-wiregrass savanna on the coastal plain of North Carolina. *Oecologia*, 31: 27-44.
- COOK, G.D. 1994. The fate of nutrients during fires in a tropical savanna. *Australian Journal of Ecology*, 19: 4, 359-365.
- COVINGTON, W.W.; SACKETT, S.S. 1984. The effect of a prescribed burn in southwestern ponderosa pine on organic matter and nutrients in woody debris and forest floor. *Forest Science*, 30: 1, 183-192.
- DELABRAZE, P.; VALETTE, J.C. 1983. *The fire, a tool for clearing the French mediterranean forest associations*. *Freiburger Waldschutz Abhandlungen*. J. G. Goldammer (ed.), 4: 27-38.
- DEKA, H.K.; MISHRA, R.R. 1983. The effect of slash burning on soil microflora. *Plant and Soil* 73: 2, 167-175.
- DYRNESS, C.T.; NORUM, R.A. 1983. The effect of experimental fires on black spruce forest floors in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 5, 879-893.
- ELLIS, R.C.; GRALEY, A.A. 1983. Gains and losses in soil nutrients associated with harvesting and burning eucalypt rainforest. *Plant and Soil*, 74: 3, 437-450.
- FONTÚRBEL, M.T. 1989. *Efectos del fuego prescrito e incendios en pinares sobre las poblaciones microbianas del suelo*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Univ. Santiago de Compostela. 218 pp.

- FONTÚRBEL, M.T.; VEGA, J.A.; BARÁ, S.; BERNÁRDEZ, I. 1995. Influence of prescribed burning of pine stands in NW Spain on soil microorganisms. *European Journal of Soil Biology*, 31: 13-20.
- GILL, A.M.; GROVES, R.H.; NOBLE, I.R. 1981. *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science, Canberra. 582 pp.
- GILLON, D.; RAPP, M. 1989. Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant and Soil*, 120: 1, 69-77.
- GILLON, D.; GOMENDY, V.; HOUSSARD, C.; MARECHAL, J.; VALETTE, J.C. 1995. Combustion and nutrient losses during laboratory burns. *International Journal of Wildland Fire*, 5: 1, 1-12.
- GOH, K.; PHILLIPS, M.J. 1991. Effects of clearfell logging and clearfell logging and burning of a *Nothofagus* forest on soil nutrient dynamics in South Island, New Zealand - changes in forest floor organic matter and nutrient status. *New Zealand Journal of Botany*, 29: 4, 367-384.
- HOSSAIN-AKMA; RAISON, R.J.; KHANNA, P.K. 1995. Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in an Australian subalpine eucalypt forest. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 246-252.
- HUNT, S.M.; SIMPSON, J.A. 1985. Effects of low intensity prescribed fire on the growth and nutrition of a slash pine plantation. *Australian Forest Research*, 15: 67-77.
- JORGENSEN, J.R.; HODGES, C.S. JR. 1970. Microbial characteristics of a forest soil after twenty years of prescribed burning. *Mycologia* 62, 4: 721-726.
- JORGENSEN, J.R.; WELLS, C.G. 1971. Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Proc. Soil Sci. Soc. Amer.* 35: 806-810.
- JORGENSEN, J.R.; WELLS, C.G.; METZ, L.J. 1980. Nutrient changes in decomposing loblolly pine forest floor. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 1307-1314.
- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology Oxford*, 82: 519-531.
- KOZLOWSKI, T.T.; AHLGREN, C.E. 1974. *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York. 542 pp.
- LANDSBERG, J. D. 1992. *Response of ponderosa pine forests in central Oregon to prescribed underburning*. Ph. D. dissertation. Department of Forest Science, Oregon State University. 282 pp.
- LIACOS, L.G. 1977. *Fire and fuel management in pine forest and evergreen brushland ecosystems of Greece*. Mooney, H. A.; Conrad, C. E. (Eds.). Proceedings of the symposium on the environmental consequences of fire and fuel management in mediterranean ecosystems. August 1-5, 1977, Paulo Alto, California. USDA Forest Service General Technical Report, Washington, No. WO-3, 289-298
- LITTLE, S.N.; KLOCK, G.O. 1985. *The influence of residue removal and prescribed fire on distributions of Research Paper*, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service. No. PNW-338, 12 pp.
- MAGGS, J.; HEWETT, R.K. 1986. Nitrogenase activity (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> reduction) in the forest floor of a *Pinus elliottii* plantation following superphosphate addition and prescribed burning. *Forest Ecology and Management*, 14: 2, 91-101.
- MCKEE, W.H. Jr. 1982. *Changes in soil fertility following prescribed burning on coastal plain pine sites*. Research Paper, Southeastern Forest Experiment Station, USDA Forest Service, No. SE-234, 23 pp.
- MCKEE, W.H. JR.; LEWIS, C.E. 1983. *Influence of burning and grazing on soil nutrient properties and tree growth on a Georgia Coastal Plain site after 40 years*. General Technical Report, Southeastern

- Forest Experiment Station, USDA Forest Service, SE-24, 79-86.
- METZ, L.J.; LOTTI, T.; KLAWITTER, R.A. 1961. Some effects of prescribed burning on coastal plain forest soil. *Sta. Pap. Southeast. For. Exp. Sta.* No. 133, pp. 10.
- MOONEY, H. A.; BONNICKSEN, J. M.; CHRISTENSEN, N. L.; LOTAN, J. E.; REINESS, W. A. 1978. *Fire regimes and ecosystems properties*. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. N.º 26. 544 pp.
- MOREIRA DA SILVA, J. M. 1981. *O fogo na floresta: inimigo ou aliado do silvicultor?* Assoc. Port. Econ: 10 pp.
- MOREIRA DA SILVA, J. M. 1997. Historique des feux contrôlés au Portugal. *Forêt Méditerranéenne*, XVIII., 4: 34-67.
- PAYNE, S. J. 1984. *Introduction to winland fire*. John Wiley and Sons. New York. 465 pp.
- O'CONNELL, A.M. 1989. Nutrient accumulation in and release from the litter layer of karri (*Eucalyptus diversicolor*) forests of southwestern Australia. *Forest Ecology and Management*, 26: 95-111.
- PEHL, C.E.; RED, J.T.; SHELNUTT, H.E. 1986. Controlled burning and land treatment influences on chemical properties of a forest soil. *Forest Ecology and Management*, 17: 119-128.
- PIVELLO, V.R.; COUTINHO, L.M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology*, 8: 4, 487-497.
- RAISON, R.J.; KHANNA, P.K.; WOODS, P.V. 1985. Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 15: 4, 657-664.
- RAPP, M. 1991. Nutrient cycling in European forests: State of current research and future needs. En: Responses of forest ecosystems to environmental changes. A. Tetler; P. Mattry; J.N.R. Jeffers (eds.). *Elsevier app. Science*: 76-88.
- RED, J.T.; NUTTER, W.L. 1986. Wastewater renovation in a slash pine plantation subjected to prescribed burning. *Journal of Environmental Quality*, 15: 4, 351-356.
- REGO, F. C. 1986. *Effects of prescribed fire on vegetation and soil properties in Pinus pinaster forests of northern Portugal*. Ph. D. Diss. University of Idaho. 108 pp.
- REGO, F.G.; SILVA, J.M.; CABRAL, M.T. 1983. The use of prescribed burning in the northwest of Portugal. *Freiburger Waldschutz Abhandlungen*, 4: 88-104.
- RENBUSS, M.A.; CHILVERS, G.A.; PRYOR, L.D. 1973. *Microbiology of an ashbed*. Proceedings of the Linnean Society of New South Wales, 97: 4, 302-310.
- SCHOCH, P.; BINKLEY, D. 1986. Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. *Forest Ecology and Management*, 14: 1, 13-22.
- ST JOHN, T.V.; RUNDEL, P.W. 1976. The role of fire as a mineralizing agent in a Sierran coniferous forest. *Oecologia*, 25: 35-45.
- THEODOROU, C.; BOWEN, G.D. 1982. Effects of a bushfire on the microbiology of a South Australian low open (dry sclerophyll) forest soil. *Australian Forest Research*, 12: 4, 317-327.
- VANCE, E.D.; HENDERSON, G.S. 1984. Soil nitrogen availability following long-term burning in an oak-hickory forest. *Soil Science Society of America Journal*, 48: 184-190.
- VEGA, J. A. 1978. Utilización del fuego controlado en las comunidades vegetales de Galicia. *Boletín Estación Central Ecología*. ICONA., 7, 14: 1-19.
- VEGA, J. A., BARÁ, S., GIL, M.C. 1983. Prescribed burning in pine stands for fire prevention in the NW of Spain: Some results and effects. *Freiburger Waldschutz Abhandlungen*, 4: 49-74.
- VEGA, J. A., BARÁ, S., GIL, M.C. 1985. *Algunos efectos a corto plazo del fuego prescrito en pinares de Galicia*. En: Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales. ICONA: 103-145.

VEGA, J. A., BARÁ, S., ALONSO, M., FONTÚRBEL, T. Y GARCÍA, P., 1987. Preliminary results of a study on short term effects of prescribed fire in pine stands in NW of Spain. *Ecología Mediterránea*, 13: 177-188.

VEGA, J. A.; CUIÑAS, P.; BARÁ, S.; FONTÚRBEL, M. T.; SANTOS, J. A.; ROZADOS, M. J.; ALONSO, M.; BELOSO, M. C.; CALVO, E. 1993. *Forest Fire Prevention through Prescribed Burning: Experimental Study on Fire Effects on Litter and Soil*. Final report. CE/STEP-CT90-0087. 268 pp.

VEGA, J. A.; CUIÑAS, P.; FONTÚRBEL, M. T.; FERNÁNDEZ, C. 1998. *Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemadas prescritas*. En: Taller sobre empleo de quemadas prescritas para prevención de incendios forestales. S.E.C.F. Lourizán. 10-13 Nov. 15 pp.

WELLS, C. G. 1971. *Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrients availability*. En: Prescribed burning symposium proceedings. USDA Forest Service: 86-97.