

3.2

REGENERACIÓN DE LA COMUNIDAD VEGETAL EN PINARES DE *PINUS PINASTER* EN LA SIERRA DEL TELENÓ (LEÓN).

**DE LUIS CALABUIG, E.
CALVO GALVÁN, L.
VALBUENA RELEA, L.
SANTALLA DE LA FUENTE, S.
MARCOS PORRAS, E.
TÁRREGA GARCÍA-MARES, R.**

Área de Ecología. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales.
Universidad de León.

RESUMEN

Se pretende determinar los cambios que se producen en ecosistemas de *Pinus pinaster* como consecuencia de incendios forestales. El estudio se llevó a cabo en los pinares de la Sierra del Teleno (provincia de León), debido a que esta Sierra presenta áreas que han sido alteradas por el fuego en diferentes años. Se seleccionó una zona quemada en 1991 y otra que sufrió un gran incendio en Septiembre de 1998. En esta última y dada la magnitud del incendio el muestreo se realizó en tres áreas con diferente orientación y topografía (N umbría, S solana y NW con fuerte pendiente). Por último, se seleccionó otra área no quemada, considerada como control, con el objeto de conocer las características en una zona no perturbada. Se dispone de datos de cobertura vegetal a los 7, 9, 12, 20, 23 meses en la zona recientemente quemada, así como 8 y 9 años y en la zona control. Los muestreos de vegetación se realizaron estimando la cobertura de todas las especies presentes en 60 unidades de muestreo de 1 m² en cada área. Los valores de cobertura global se incrementan a lo largo del periodo de estudio, fundamentalmente debido a las especies leñosas que son el biotipo dominante desde los primeros meses de regeneración post-fuego. Para determinar los cambios en el suelo se tomaron cinco muestras en cada una de las zonas, analizando materia orgánica, pH, nitrógeno total, fósforo asimilable y cationes asimilables. Seis meses después del incendio se observa una alta variabilidad entre las parcelas recientemente quemadas debido a los efectos puntuales del fuego sobre el suelo. Se pone de manifiesto como a largo plazo y a medida que se establece la vegetación se tienden a alcanzar características similares al control, aunque ocho años después del fuego aún se mantienen algunas diferencias.

PALABRAS CLAVE

Incendios, pinar, recuperación natural, vegetación, suelo.

INTRODUCCION

La Sierra del Teleno (provincia de León) se caracteriza por presentar una extensa masa forestal de *Pinus pinaster*, que fue explotada durante un siglo para la obtención de resina. Estos pinares han sufrido numerosos incendios a lo largo de toda su existencia, algunos de ellos de gran extensión y/o intensidad, y aunque esta especie presenta una gran capacidad de regeneración, se enfrenta al grave problema de la recurrencia de fuegos, a intervalos menores de 15 años, que puede afectar a los pinos regenerados inmaduros (Santamaría, 1998). Por otra parte, hay que tener en

cuenta que el fuego no sólo afecta a la población de pinos, si no a todo el ecosistema, determinando cambios en el conjunto de la vegetación, en la fauna y en el suelo (Marcos *et al.*, 2001; Santalla *et al.*, 2002).

Las especies vegetales que aparecen en zonas con incendios frecuentes suelen poseer adaptaciones para sobrevivir o regenerarse rápidamente después del fuego (Naveh, 1974; Trabaud, 1987; Tárrega y Luis, 1992; Luis *et al.*, 2000; Velez, 2000), bien por rebrote vegetativo o bien a partir de semillas cuya germinación resulta estimulada por el calor (Trabaud, 2000; Calvo *et al.*, 2002, 2003). Las especies que se recuperan vegetativamente suelen presentar ventajas frente a las que dependen de la reproducción sexual; aunque estas últimas mantienen una mayor variabilidad genética (Baskin & Baskin, 1998), las rebrotadoras son menos dependientes de las condiciones abióticas y suelen ocupar el espacio más rápidamente (Naveh, 1974; Trabaud, 1987). En todo caso, si en la comunidad predomina cualquiera de estos dos tipos de estrategias, la recuperación se produce por autosucesión y las especies que aparecen son las mismas que existían antes del incendio (Hanes, 1971; Casal *et al.*, 1990; Bond & van Wilgen, 1996; Luis *et al.*, 2000). Sin embargo, no todos los ecosistemas presentan la misma capacidad de regeneración; en la Cuenca Mediterránea existen también formaciones altamente inflamables, pero de baja resiliencia después del fuego, debido a que la recuperación vegetal no es suficientemente rápida para frenar las pérdidas de suelo por erosión (Vallejo & Alloza, 1998). En general, los efectos negativos sobre el suelo son más graves, ya que condicionan la recuperación de todo el ecosistema. Las alteraciones en las características del medio edáfico pueden llegar a suponer una disminución de su fertilidad física, química y biológica, dependiendo la regeneración de estas zonas quemadas de la velocidad con que se restablezca dicha fertilidad, base para el asentamiento de una nueva vegetación. Uno de los principales efectos de los incendios sobre el suelo es el fuerte descenso en el contenido total de materia orgánica (Fernández *et al.*, 1997), aunque existe con el tiempo una recuperación prácticamente total de la misma. Pero si la frecuencia de estos incendios es alta, esta recuperación puede ser muy lenta y tener importantes consecuencias sobre otras propiedades del suelo que determinan la fertilidad del mismo.

Por tanto, la capacidad de recuperación post-fuego de un ecosistema depende en gran medida de las características previas al incendio, lo cual a su vez depende en parte de la frecuencia histórica de fuegos en la zona (Keeley, 1986). El conocimiento previo de estos aspectos es fundamental para la planificación de la gestión post-fuego de una zona quemada. La recuperación natural puede ser suficiente y por tanto la actuación sería innecesaria, o bien, caso de ser necesaria una revegetación, es importante conocer los mecanismos de las especies propias de la zona para seleccionar aquellas de mayor resiliencia frente al fuego (Vallejo & Alloza, 1998).

El objetivo de este trabajo es determinar la capacidad de recuperación

natural en los pinares de *Pinus pinaster* de la Sierra del Teleno. Se pretende para ello determinar los cambios que se producen en la comunidad vegetal y en las características edáficas, comparando zonas quemadas en diferentes fechas. En otro trabajo incluido en este mismo volumen se dedica una particular atención a la respuesta específica de la población de *Pinus pinaster* (Calvo et al., 2004).

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se encuentra situada en la Sierra del Teleno, en la comarca de la Maragatería (SW de León). El clima es de tipo mediterráneo subhúmedo, con temperaturas medias entre 9º y 11ºC y precipitaciones entre 600-1000 mm (Ministerio de Agricultura, 1980). La altitud está comprendida entre los 900 y 1300 m. En cuanto a la edafología, dominan los suelos pardos ácidos o cambisoles sobre los litosoles, con texturas arenosas o francas y un horizonte C muy pedregoso (Junta de Castilla y León, 1987; Sánchez, 1999); son suelos bastante someros, por lo que el desarrollo en profundidad de los sistemas radicales se ve muy dificultado. Además presentan una capacidad de retención de agua muy limitada, lo que provoca un severo déficit hídrico durante los secos veranos. La escorrentía superficial es importante. La vegetación más característica de la zona es el pinar, representado por diferentes especies. El 95% se encuentra ocupado por *Pinus pinaster*, en bosquetes de escasa extensión aparece *Pinus sylvestris* y también se encuentran algunos individuos jóvenes de *Pinus nigra*.

Para el estudio se seleccionaron una serie de parcelas representando diferentes etapas de regeneración post-fuego:

- Una parcela control (PC), no quemada, perteneciente al pueblo de Tabuyo del Monte. Se tomó como testigo por no haber sido afectada por el fuego.

- Una parcela que se había quemada 8 años antes del inicio del estudio (parcela regenerada = PR), perteneciente al municipio de Castrocontrigo. Sufrió un incendio en julio de 1991, iniciado por un rayo, que afectó a 2.000 Has de pinar.

- Tres parcelas en una zona de mayor extensión, recién quemadas en el momento de iniciarse el muestreo. La parcela I (PQI), perteneciente a Tabuyo del Monte, tiene exposición en umbría. La parcela II (PQII), perteneciente a Torneros de Jamuz, con exposición en solana. La parcela III (PQIII), perteneciente a Torneros de Jamuz, tiene orientación NE y está situada en una ladera con fuerte pendiente. Estas tres parcelas sufrieron un gran incendio que tuvo lugar en Septiembre de 1998 y que afectó a una superficie de 3.309 Has. El incendio, que se originó por una negligencia, fue extremadamente virulento debido al fuerte viento y a la gran sequía, ya que en ese año la precipitación estival fue bastante escasa y las temperaturas muy elevadas. Dada la elevada intensidad del incendio la vegetación quedó totalmente destruida en

la mayoría de las zonas.

Las dimensiones de las parcelas eran de 20 x 30 m. Para el estudio de la comunidad vegetal, en cada una de ellas se establecieron 3 transectos permanentes de 1 x 20 m, realizando el muestreo en las 20 unidades de 1 m² de cada transecto. Se estimó visualmente la cobertura de todas las especies presentes en cada unidad de muestreo. En la zona más recientemente quemada (PQI, PQII y PQIII) los muestreos se realizaron estacionalmente desde que comienza a aparecer vegetación en primavera de 1999 (a los 7, 9, 12, 20 y 23 meses desde el incendio). En la parcela quemada en 1991 (PR) se muestreó en el verano de 1999 y 2000 (a los 8 y 9 años del incendio), lo mismo que la parcela control (PC). A partir de los datos obtenidos, se calculó la diversidad mediante el índice de Shannon, H' , así como sus componentes, riqueza (número de especies) y uniformidad o equitabilidad ($H'/H'_{\text{máxima}}$) y la heterogeneidad espacial ($H'\gamma$ - media $H'\alpha$) (Magurran, 1989).

Para el estudio del suelo, en cada una de las parcelas seleccionadas se recogieron 5 muestras a una profundidad de 5 cm, por ser esta parte superficial la más afectada por el fuego y dónde se producen los principales cambios. Los muestreos fueron realizados, en todas las parcelas, en marzo de 1999. En septiembre de 1999 se volvieron a recoger muestras de suelo en las tres parcelas quemadas más recientemente. De esta manera se disponía de datos de suelo a los seis meses, al año y ocho años tras el fuego, además de una parcela no quemada que se consideró como control.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y pasadas por un tamiz de 2 mm de luz de malla. En ellas se determinó: pH en agua (1: 2,5), materia orgánica, nitrógeno total por el método Kjeldahl, fósforo asimilable según el método de Bray I (Kalra y Maynard, 1991) y Ca, Mg, K, y Na por extracción con AcNH_4 1N a pH 7 (Métodos Oficiales de Análisis, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994). Los resultados obtenidos se compararon mediante análisis de la varianza (ANOVA) para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas. Cuando el valor de p era menor de 0,05 las diferencias se consideraban estadísticamente significativas.

RESULTADOS

Los valores de cobertura total (Figura 1) son bajos durante el primer año después del incendio, y a partir de este momento se observa un aumento, alcanzándose un 60 % a los dos años del fuego. Entre los 8 y 9 años continúa aumentando la cobertura vegetal, sin embargo, el porcentaje de suelo descubierto permanece más o menos constante. Esto es debido a que bajo los pinos, que alcanzan en este momento una altura media superior a un metro, no aparece apenas vegetación.

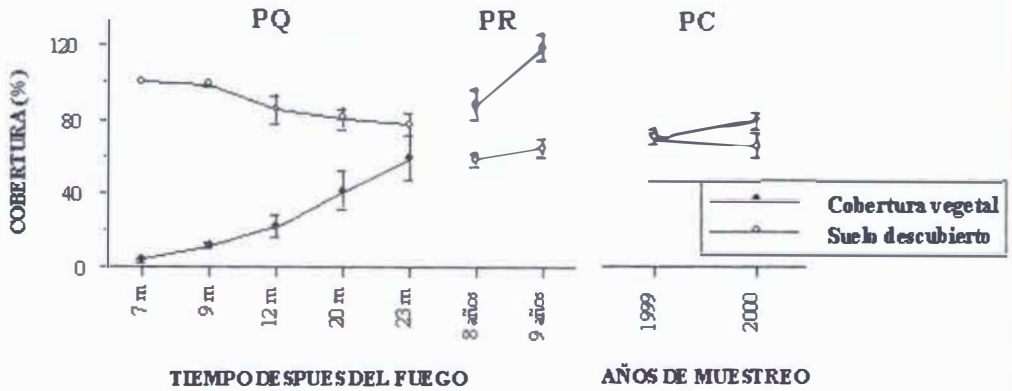


Figura nº 1

Valores medios y error estándar de cobertura vegetal y porcentaje de suelo descubierto en las parcelas estudiadas (en

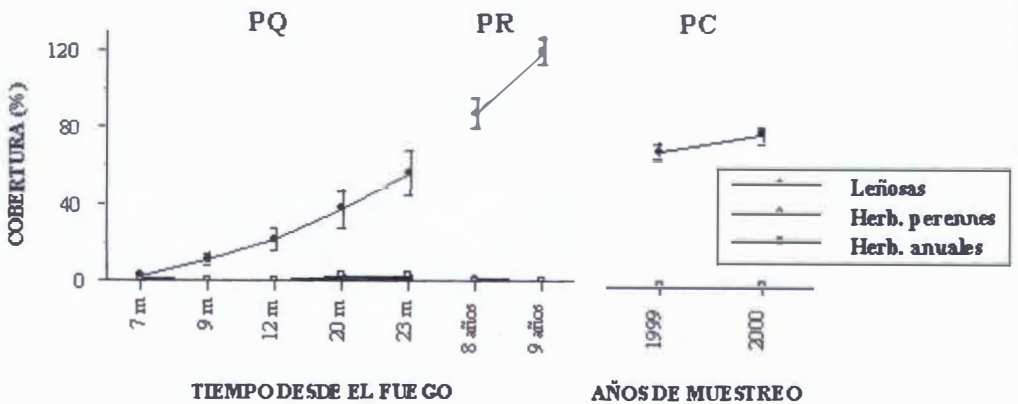


Figura nº 2

Valores medios y error estándar de cobertura por los diferentes biotipos (leñosas, herbáceas perennes y herbáceas anuales) en las parcelas estudiadas (en PQ los valores son media de las tres parcelas. m = meses)

Las especies leñosas que aparecen en el sotobosque son prácticamente las mismas en todas las parcelas (Fig. 2 y Tabla 1). Entre ellas destacan *Chamaespartium tridentatum*, *Erica australis*, *Halimium lasianthum subsp. alyssoides* y *Pinus pinaster*. Cabe destacar el elevado porcentaje de cobertura de *Halimium lasianthum subsp. alyssoides* a partir de los 2 años (mayor de 17%), mientras que en el pinar control presenta valores de cobertura muy bajos (0,25%). En este último, la baja cobertura de *Pinus pinaster* (inferior al 1%) se refiere sólo a las plántulas que aparecen en el sotobosque.

Los valores de riqueza específica (Figura 3) son muy elevados a los dos años de la quema en PQ, coincidiendo con la aparición del máximo número de herbáceas anuales y perennes. A los 8 y 9 años del incendio (PR), la riqueza disminuye y se obtienen los mismos valores que en el pinar control (PC), lo cual indica que la zona quemada en 1991 ya ha alcanzado un nivel de recuperación postfuego alto, estabilizándose la comunidad vegetal propia de la zona. Con respecto a la uniformidad no varía mucho durante el periodo de estudio y es equivalente en todas las parcelas, ya que desde el primer momento hay especies, fundamentalmente leñosas, que dominan sobre las demás. En el caso del pinar control, la uniformidad es de 0,6 debido a la dominancia en el sotobosque de *Chamaespartium tridentatum* y *Erica australis*.

Especies	PQ					PR		PC	
	7 m	9 m	12 m	20 m	23 m	8 a	9 a	1999	2000
Herbáceas anuales									
<i>Senecio vulgaris</i>	--	--	--	2,18	1,90	--	--	--	--
<i>Filago vulgaris</i>	--	--	--	0,34	0,36	--	--	--	--
<i>Andryala integrifolia</i>	--	--	--	0,24	0,16	--	--	--	--
Herbáceas perennes									
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	0,65	0,53	0,16	0,92	0,42	0,72	--	--	--
<i>Asphodelus albus</i>	0,01	0,02	--	--	--	--	--	--	--
<i>Hypochoeris radicata</i>	--	--	--	0,62	0,12	--	--	--	--
Leñosas									
<i>Pinus pinaster</i>	1,09	5,09	6,65	8,28	12,91	39,37	60,00	0,88	1,00
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	1,05	4,37	9,71	15,82	20,03	13,10	18,67	28,58	36,25
<i>Erica australis</i>	0,03	0,12	1,57	2,52	5,55	2,63	5,00	35,00	33,17
<i>Calluna vulgaris</i>	--	--	--	--	0,02	0,08	0,50	5,92	7,83
<i>Halimium alyssoides</i>	0,42	1,32	3,36	10,37	17,16	32,08	34,12	0,25	0,83
<i>Halimium umbellatum</i>	0,01	0,01	0,01	0,01	--	--	--	--	--

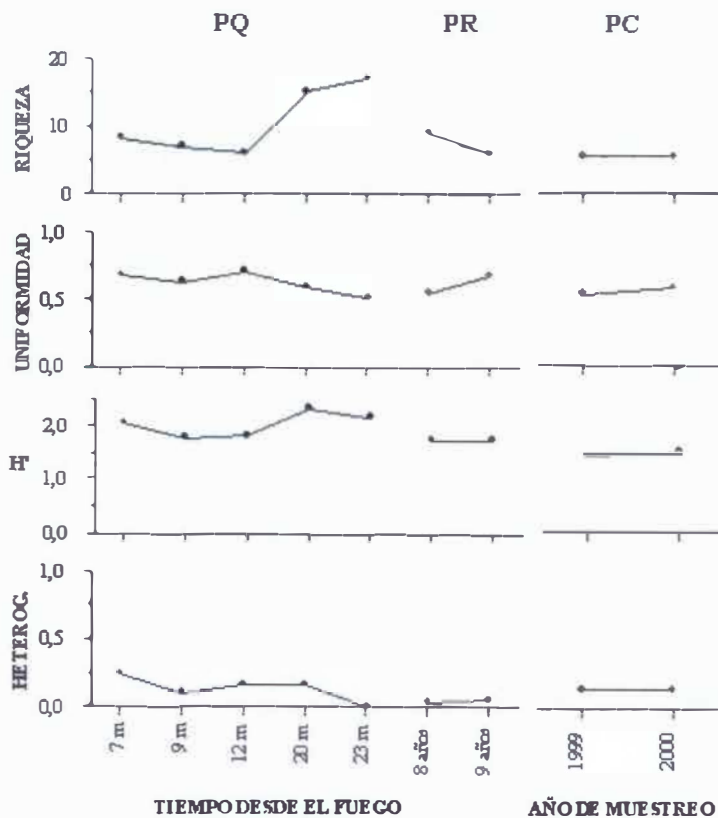
Tabla nº 1

Cobertura media de las especies más representativas de cada tipo biológico en las parcelas estudiadas. (Los valores de PQ son media de las tres parcelas. En PQ, m = meses desde el incendio. En PR, a = años desde el incendio. En PC los datos se refieren al sotobosque y se indica el año de muestreo).

La diversidad varía en función de cómo se comporten sus componentes, es decir, la riqueza y la uniformidad. Por tanto, se observan los máximos valores en PQ a los 20 meses del incendio. Los menores valores de diversidad se encuentran en el pinar control (PC) y son muy similares a los de PR debido a la desaparición en estas zonas

de la mayoría de las especies herbáceas. Al analizar los valores de heterogeneidad en las parcelas PQ y PR, se aprecia una tendencia a disminuir en el tiempo. El mayor valor de heterogeneidad se registra en el primer muestreo tras el incendio (a los 7 meses); esto es debido a que en estas primeras etapas, con dominio de suelo descubierto, la cobertura vegetal es escasa y variable a muy pequeña escala, ya que depende en gran medida de las condiciones locales en cuanto a microambiente, banco de semillas, presencia de rebrotadoras, etc.

Por lo que se refiere a las características del suelo, destaca la variabilidad existente entre las parcelas recientemente quemadas (Tabla 2). Seis meses después del incendio los mayores valores de materia orgánica se detectan en PQIII, siendo estas diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). Al año del incendio disminuye el contenido de materia orgánica en todas las parcelas, siendo más acusada en PQII. Los valores de N total siguen la misma dinámica, presentando siempre PQIII la



concentración más alta y siendo estas diferencias estadísticamente significativas. Los valores de pH fueron semejantes en todas las parcelas para los dos muestreos, aunque se detectaron diferencias significativas entre PQII al año del incendio y PQI y PQII seis meses después del mismo. Cabe destacar el elevado contenido en fósforo asimilable que se encuentra en PQIII seis meses después del incendio y en PQII al cabo de un año, que es significativamente superior al resto. Dada la alta desviación

Figura nº 3

Dinámica temporal de los valores de la diversidad y sus componentes, riqueza y uniformidad, y de la heterogeneidad espacial en las parcelas estudiadas (en PQ los valores son media de las tres parcelas. m = meses)

estándar encontrada, este elevado contenido en fósforo puede ser debido a que se hayan tomado las muestras en puntos que tuvieran una mayor acumulación de cenizas, que posteriormente se hubieran incorporado al suelo. Hay que tener en cuenta que ambas parcelas se caracterizan por tener una importante proporción de roca madre dispersa por su superficie, lo que unido a la fuerte pendiente puede actuar reteniendo suelo y cenizas en determinados tramos. En cuanto al contenido de cationes asimilables también se encontraron diferencias significativas entre las parcelas, excepto para el Na. A los seis meses del fuego PQIII presenta el contenido más alto de cationes (Mg, Ca y K), aunque al año hay una disminución de todos sus valores.

La figura 4 muestra los cambios en el tiempo de las características del suelo consideradas. Se observa que a los pocos meses del incendio, el contenido en materia orgánica es muy semejante al encontrado en la zona control, probablemente debido a la acumulación de restos parcialmente carbonizados que aún permanecen en la zona; los valores son más bajos al año y a los 8 años. Exactamente la misma variación se observa en el caso del nitrógeno. En cuanto al pH, los valores más bajos corresponden a la parcela control. El fósforo asimilable presenta los valores más altos a los seis meses del incendio y después disminuye, encontrándose los valores más bajos en la zona control; se detectaron diferencias significativas entre las primeras etapas después del incendio y el resto. En cuanto a los cationes asimilables no se encontró ninguna

	6 MESES			12 MESES			
	PQI	PQII	PQIII	PQI	PQII	PQIII	
pH	4,28 (0,26)	4,41 (0,25)	4,74 (0,37)	4,53 (0,17)	4,95 (0,27)	4,60 (0,05)	*
M.O. (%)	7,79 (2,30)	7,69 (2,48)	10,80 (0,50)	7,46 (0,62)	5,31 (0,99)	9,31 (1,10)	*
N (%)	0,18 (0,05)	0,12 (0,03)	0,25 (0,03)	0,15 (0,02)	0,09 (0,01)	0,20 (0,04)	*
P (mg kg ⁻¹)	14,15 (3,45)	9,35 (5,89)	33,20 (9,87)	16,50 (8,84)	37,50 (17,27)	14,40 (9,92)	*
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,35 (0,09)	0,23 (0,09)	0,61 (0,15)	0,22 (0,07)	0,29 (0,14)	0,28 (0,07)	*
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,78 (0,21)	0,55 (0,14)	1,62 (0,49)	0,47 (0,13)	0,79 (0,39)	0,64 (0,26)	*
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,18 (0,02)	0,19 (0,02)	0,16 (0,01)	0,22 (0,06)	0,16 (0,03)	0,17 (0,02)	NS
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,20 (0,05)	0,13 (0,04)	0,37 (0,08)	0,20 (0,04)	0,13 (0,04)	0,21 (0,03)	*

Tabla nº 2

Valores medios (y desviación estándar) de las características del suelo medidas a los 6 y 12 meses después del incendio en las tres parcelas estudiadas en la zona quemada en 1998. (* = p < 0.05. NS = no significativo)

tendencia definida en el tiempo y aunque sus contenidos son variables dependiendo de las parcelas, estas diferencias no fueron significativas.

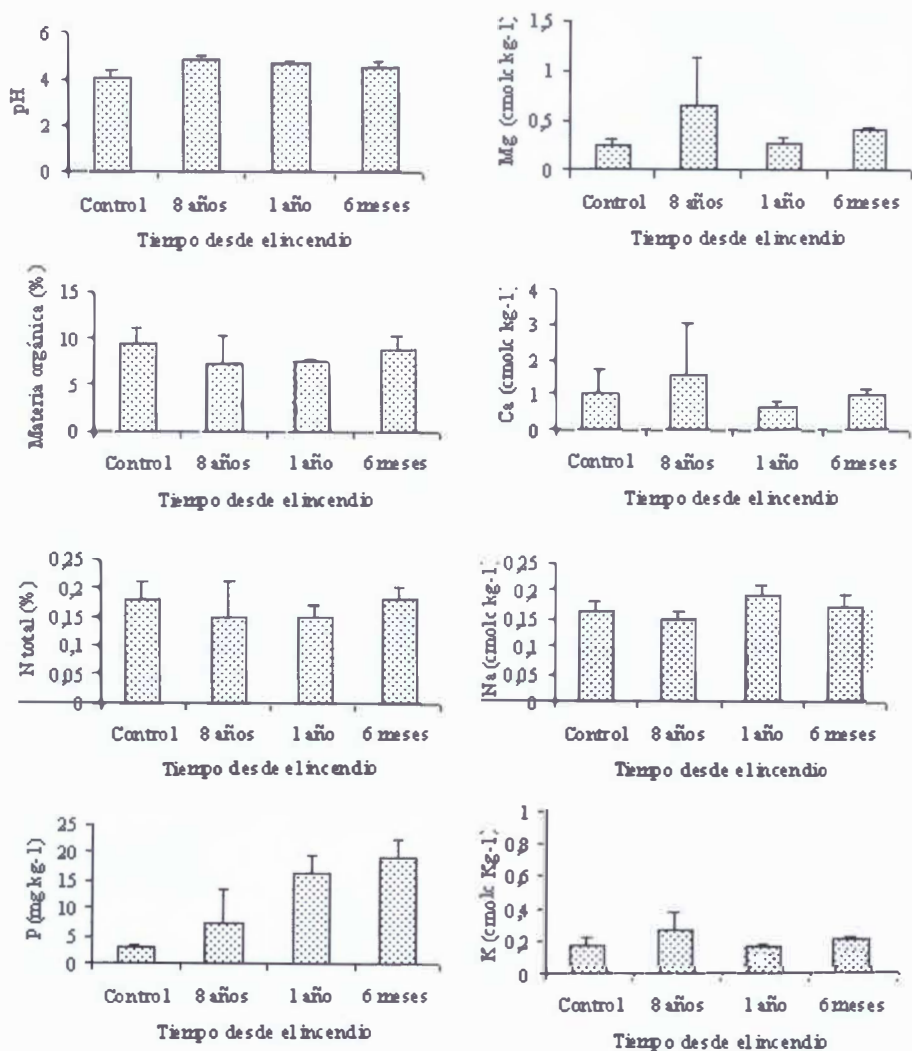


Figura nº 4

Valores medios y desviación estándar de las características del suelo analizadas en las parcelas estudiadas (Control = PC. 8 años = PR. 1 año y 6 meses = datos medios en las tres parcelas PQ).

DISCUSIÓN

La respuesta de la vegetación al fuego depende de las estrategias regenerativas de las especies que forman la comunidad, pero también está condicionada en gran medida por las características del incendio (tipo de fuego, su frecuencia e intensidad, época en que se produce, etc), así como por la concentración de cenizas y nutrientes

incorporados al suelo, etc. El conjunto de estos factores va a determinar la dinámica de recuperación en una zona quemada (Bond y Van Wilgen, 1996). Los resultados obtenidos en este trabajo confirman la presencia de adaptaciones al fuego, tanto en la especie arbórea dominante (*Pinus pinaster*), como en la mayoría de las especies del sotobosque. Por ello, no puede hablarse de una verdadera sucesión secundaria en el sentido clásico del término (sustitución de unas especies por otras), sino de autosucesión, de modo que las plantas que aparecen en la zona después del fuego dependen en gran medida de las que existían previamente. Esto coincide con lo señalado por numerosos autores (Hanes, 1971; Trabaud, 1987; Casal *et al.*, 1990; Bond & van Wilgen, 1996; Luis *et al.*, 2000). Las especies que presentan los mayores porcentajes de cobertura en todas las parcelas son siempre leñosas y son las mismas que se encuentran en la situación control: *Chamaespartium tridentatum*, *Erica australis*, *Halimium lasianthum subsp. alyssoides* y *Pinus pinaster*.

Dentro de estas especies que se localizan inmediatamente después de producirse el incendio, aparecen tanto las germinadoras (*P. pinaster*, *H. lasianthum subsp. alyssoides*) como las típicamente rebrotadoras (*C. tridentatum*, *E. australis*). La especie leñosa dominante *Pinus pinaster*, se recupera fácilmente después del fuego tanto a partir del banco aéreo, por poseer piñas serotinas, como edáfico (Calvo *et al.*, 2004). La otra especie leñosa germinadora que aparece desde los primeros meses tras el incendio es *H. lasianthum subsp. alyssoides*. Un reciente estudio de la influencia del calor sobre la germinación de cistáceas (Herranz, *et al.* 1999) demuestra que pretratamientos de calor similares a los que se dan en el suelo durante un incendio, promueven la germinación de sus semillas. Otras especies de este mismo género han sido definidas como colonizadoras típicas de espacios abiertos (Calvo *et al.*, 2002), ya que cuando no están sometidas a competencia epigea aumentan considerablemente sus valores de cobertura. Por otra parte, *Chamaespartium tridentatum* y *Erica australis* son principalmente rebrotadoras. Estas especies mantienen su sistema radicular inalterado, regenerándose rápidamente tras el fuego con las primeras lluvias (Calvo *et al.*, 2002). En el caso de *Calluna vulgaris*, en la zona de estudio sólo aparece por germinación, y no se observa hasta dos años después del fuego. En otras zonas, esta especie ha sido definida como rebrotadora, sin embargo, su dependencia de reproducción sexual ha sido señalada también en otros trabajos (Rego *et al.*, 1991; Calvo *et al.*, 2002).

Trabaud (1987) indica que un efecto de los incendios sobre la vegetación es la estimulación de la floración, frecuente en algunas especies de la familia *Liliaceae*. Dos de las herbáceas perennes que se encuentran en las parcelas quemadas (PQ y PR) y no en el pinar control, pertenecen a esta familia, *Ornithogalum umbellatum* y *Asphodelus albus*. Por lo general esta floración aparece entre los 4 y 7 meses

después del incendio, lo cual coincide con los resultados obtenidos en este trabajo. La escasa cobertura de herbáceas, tanto anuales como perennes, en todas las parcelas, es debida a que son áreas muy pobres desde el punto de vista de la riqueza florística (Calvo *et al.*, 2003). Sin embargo, se aprecia un ligero incremento en PQIII se detecta un fuerte incremento de materia orgánica, nitrógeno y otros nutrientes muy similar al encontrado en otras zonas quemadas (Marcos *et al.*, 1998, Ludwig *et al.*, 1998), incremento que tiende a disminuir al año del incendio y al menos durante los dos primeros años (Iglesias *et al.* 1998), ya sea debido a pérdidas de nutrientes o cambios por el establecimiento de la vegetación.

El efecto del fuego sobre las características del suelo queda patente al comparar las parcelas de diferente edad post-fuego. Sin embargo, es necesario destacar que para el caso de la materia orgánica, nitrógeno total y pH las parcelas recién quemadas son muy semejantes al control. Se puede ver además, que a medida que transcurre el tiempo el suelo tiende a alcanzar las mismas características de la zona control, y este tiempo dependerá del daño causado en el suelo por el fuego y del establecimiento de la vegetación en cada zona.

Por tanto, la capacidad de regeneración de estos pinares, sometidos frecuentemente a incendios, es elevada debido al tipo de vegetación que los componen, con un alto porcentaje de especies rebrotadoras y con germinadoras, cuyas semillas son estimuladas fácilmente por el calor. Sin embargo, estas mismas propiedades pueden condicionar un alto riesgo de incendios en las masas adultas, que de forma natural presenta una gran cantidad de biomasa altamente inflamable en el sotobosque.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido parcialmente financiado por la Consejería de Educación y Cultura de la Junta de Castilla y León (Proyectos ref.: LE 17/99 y LE 25/99, AG 16)

BIBLIOGRAFÍA

- Baskin, J.M. & Baskin, C.C. 1998. Seed, Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press, San Diego.
- Bond, W.J. & Van Wilgen, B.W. 1996. Fire and Plants. Chapman & Hall, London and New York.
- Calvo, L., Tarrega, R. & Luis, E. 2002. The dynamics of Mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecology* 160, 25-42.
- Calvo, L.; Santalla, S.; Marcos, E.; Valbuena, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2003.

Regeneración after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management*, 184, 209-223.

Calvo, L.; Valbuena, L.; Torres, O.; Alvarez, R.; Marcos, E.; Tárrega, R.; Luis, E. 2004 (Mismo volumen). Efecto de los incendios de la Sierra del Teleno en la población de *Pinus pinaster*. En: Restauración de áreas afectadas por grandes incendios. El caso particular del Teleno. (En prensa).

Casal, M.; Basanta, M.; González, F.; Montero, R.; Pereiras, J.; Puentes, A. 1990. Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain). En: *Fire in Ecosystem Dynamics*. J.G. Goldammer & M.J. Jenkins (eds.) SPB Academic Publishing. Hague. 33-42.

Fernández, I.; Cabaneiro, A.; Carballas, T. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29. 1-11.

Hanes, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of Southern California. *Ecological Monographs*, 41, 27-52.

Herranz, J.M.; Ferrandis, P.; Martínez-Sánchez, J.J. 1999. Influence of heat on seed germination of nine woody Cistaceae species. *International Journal of Wildland Fire* 9(3): 173-182.

Iglesias, T.; Cala, V.; González, J.; Walter, I.; Trabaud, L. 1998. Fire effects during two years on soil nutrients in a *Juniperus oxycedrus* woodland. *Fire Management and Landscape Ecology*. Ed. L. Trabaud. Int. Association of Wildland Fire. Fairfield. 13-24.

Junta de Castilla y León, 1987. Mapa de suelos de Castilla y León. Junta de Castilla y León. Spain.

Kalra, Y.P. & Maynard, D.G. 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Minister of Supply and Services Canada. Information Report NOR-X-319. 74-76.

Keeley, J.E. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. En: *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. B. Dell, A.J.M. Hopkins & B.B. Lamont. Dr W. Junk Publishers. 95-112.

Ludwig, B.; Khanna, P.K.; Raison, R.J.; Jacobsen, K.L. 1998. Modelling cation composition of soil extracts under ashbeds following an intense slashfire in a eucalypt forest. *Forest Ecology and Management*, 103. 9-20.

Luis, E.; Tárrega, R.; Calvo, L.; Marcos, E.; Valbuena, L. 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. En: *Life and Environment in the Mediterranean*. L. Trabaud (ed.) Wit Press, Southampton. 43-86.

Magurran, A.E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. *Vedrà*.

Barcelona.

Marcos, E.; Luis, E.; Tárrega, R. 1998. Chemical soil changes in shrubland after experimental fire. *Fire Management and Landscape Ecology*. Ed. L. Trabaud. Int. Association of Wildland Fire. Fairfield. 3-11.

Marcos, E., Santalla, S., Luis, E. 2001. Cambio en las características del suelo después del fuego en un ecosistema de pinar. *Actas del III Congreso Forestal Español Tomo IV: 335-340*.

Ministerio de Agricultura 1980. Caracterización Agroclimática de la provincia de León. Dirección General de Producción Agraria. Subdirección General de la Producción Vegetal. Madrid. Spain.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III.

Naveh, Z. 1974. Effects of fire in the Mediterranean Region. En: *Fire and Ecosystems*. Kozlowski, T.T. & Ahlgren, C.E. (eds.) Academic Press. New York. 401-434.

Rego F.C., Bunting, S.C. & da Silva, J.M. 1991. Changes in the fire understory vegetation following prescribed fire in maritime pine forest. *Forest Ecology and Management* 41: 21-31.

Sánchez, P. 1999. Selvicultura y ordenación del pino resinero (*Pinus pinaster* Ait.) en la sierra del Teleno (León). *Montes* 56, 69-76.

Santalla, S.; Salgado, J.M.; Calvo, L.; Fernández, M. 2002. Changes in the carabidae community after a large fire in a *Pinus pinaster* stand. En: *Fire and Biological Processes*. L. Trabaud & R. Prodon (eds.) Backhuys Publishers. Leiden. 215-231.

Santamaría, E. 1998. Los pinares de la Sierra del Teleno. El incendio de la Sierra del Teleno. Junta de Castilla y León. 1-7.

Tárrega, R y Luis, E. 1992. Los incendios Forestales en León. Univ. de León. *Conocer León*, 10.

Trabaud, L., 1987. The role of fire in ecological systems. SPB Academic Publishing, The Hague.

Trabaud, L. 2000. Seeds: their soil bank and their role in post-fire recovery of ecosystems of the Mediterranean basin. In: Trabaud L. (ed.), *Life and environment in the Mediterranean*, pp. 229-259. Wit press.

Vallejo, R. y Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. En: *Large Forest Fires*. J.M. Moreno (ed.) Backhuys Publishers, Leiden. 91-108.

Velez, R. (coord.) 2000. *La Defensa contra Incendios Forestales. Fundamentos y Experiencias*. McGraw-Hill.