

ALTERACIONES PRODUCIDAS POR UN INCENDIO FORESTAL EN EL SUELO DE UNA REPOBLACION DE *Pinus radiata*.

E. MARCOS, R. TÁRREGA, y E. DE LUIS-CALABUIG.

Area de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León. 24071 León.

Resumen: Se estudia el efecto inmediato de un incendio sobre determinados parámetros químicos del suelo en una repoblación de *Pinus radiata*, comparando los efectos del fuego en dos parcelas contiguas, una con arbolado y otra que había sido talada antes del incendio. También se estudiaron las variaciones de los parámetros en el tiempo. Los principales cambios tienen lugar después del incendio en la capa de 0-2 cm, disminuyendo el contenido de carbono, fósforo asimilable y potasio y magnesio solubles. No se detectaron cambios importantes en la capa de 2-5 cm. El segundo año después de incendio se caracteriza por un incremento en el contenido de nutrientes y la recuperación hasta valores semejantes al control de la mayoría de los parámetros analizados. El estado del combustible de las parcelas antes de la quema no influye en los efectos inmediatos del fuego sobre el suelo, aunque sí en la cantidad de cenizas.

Palabras Clave: Cambios, fuego, pinar, propiedades químicas, cambisol húmico.

Abstract: The immediate effect of fire on chemical soil parameters as well as their changes with time were studied in a *Pinus radiata* afforestation, comparing the effect of fire in a plot with trees and in another cut before the fire. The main changes after fire were observed in the upper layer (0-2 cm), where a decrease in total organic carbon, available phosphorus and soluble K and Mg was detected. Changes in the lower layer (2-5 cm) were not important. The second year after the fire was characterized by an increase in nutrients and the majority of the analyzed parameters reached values similar to the control. The status of the plots before the burning did not influence the immediate effect of fire on the soil, although it affected the ash content.

Key Words: Changes, fire, pine forest, chemical properties, humic cambisol.

INTRODUCCION

Dentro de los países de la cuenca mediterránea, España ocupa uno de los primeros lugares en cuanto a superficie quemada por el fuego. Asturias se considera como una región de alto riesgo de incendios, la mayoría de ellos causados por negligencias graves, de las cuales en algunos casos se puede afirmar que existe cierta intencionalidad (Prieto, 1989). En esta región una gran parte de los incendios

se producen en repoblaciones monoespecíficas como las de *Pinus radiata*, una de las que mayor grado de siniestralidad presentan.

El efecto del fuego en las propiedades físicas y químicas de los suelos forestales puede variar de nulo a profundo dependiendo del tipo de suelo, del contenido de humedad del mismo, de la intensidad y duración del fuego, de la cantidad de material vegetal consumido y de las condiciones climáticas tras el incendio (Chandler *et al.*, 1983; Sanroque *et*

al., 1985). El incremento en la disponibilidad de nutrientes que se detecta tras el fuego se debe a la deposición de las cenizas, al calentamiento y a los cambios post-fuego que incrementan las tasas de mineralización (Raison, 1979).

El estudio de las propiedades del suelo es necesario para conocer cómo y en qué medida el fuego afecta a nuestros ecosistemas forestales con el fin de establecer planes de gestión para minimizar los daños producidos.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es analizar el impacto de un incendio sobre el suelo de una repoblación de *Pinus radiata*, comparando los efectos del fuego en dos tramos contiguos, uno con arbolado y otro que había sido talado antes del incendio.

MATERIAL Y METODOS

La zona de estudio se encuentra situada en el municipio de Salas, provincia de Asturias (U.T.M.: 29TQJ214172), a una altitud de 490 m. Los suelos se han desarrollado sobre areniscas feldespáticas del Cámbrico Inferior (IGME, 1977) y se clasifican como Cambisoles húmicos (Forteza *et al.*, 1987). La vegetación de la zona es un pinar de repoblación de *Pinus radiata* con un sotobosque formado por *Ulex europaeus*, *Pteridium aquilinum* y *Arrhenatherum elatius*. El clima de la zona es de tipo atlántico (europeo) según Rivas-Martínez *et al.* (1987). La precipitación media anual es de 1265 mm y la temperatura media anual de 13,6°C. La orientación de la zona es E, con una pendiente del 40%.

La zona de estudio se quemó el 10 de Enero de 1993 por un fuego de matorral que permaneció 36 horas activo y afectó un área de 110 Ha. En el área quemada se recogieron 5 muestras de suelo bajo pinar y otras 5 muestras en una parcela contigua a la anterior, en la cual se había talado el arbolado antes del incendio. A su vez se tomaron 5 muestras de suelo en una zona próxima sin

quemar ni talar que se consideró como control. El muestreo se realizó a dos profundidades: 0-2 cm y 2-5 cm, por ser los más afectados por el fuego y dónde se producen los principales cambios. Los muestreos fueron realizados a los 17 días, y a los 10 y 24 meses después de la quema. 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), carbono orgánico (método de Walkley-Black, 1934), nitrógeno total por el método Kjeldahl (Bremmer y Mulvaney, 1982), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (cloruro de bario-trietanolamina a pH=8,2) según el método de Peech *et al.* (1947), fósforo asimilable (método Olsen *et al.*, 1954) y cationes solubles en agua (1:50). Simultáneamente a la recogida de suelo, se tomaron aleatoriamente en cada una de las parcelas 10 muestras de cenizas y restos carbonizados depositados en la superficie, evitando la mezcla con el suelo. Las muestras de cenizas de cada parcela fueron mezcladas para lograr una muestra común, secadas al aire y pasadas por un tamiz de 1 mm, de manera que se consideraron cenizas al material que pasaba a través del tamiz y al resto se le denominó restos parcialmente carbonizados (Moreno y Oechel, 1991). Las cenizas obtenidas se homogeneizaron para su posterior análisis. En dichas muestras se determinó el pH y el contenido de carbono, nitrógeno total, fósforo asimilable y cationes solubles. Los análisis se realizaron por triplicado, utilizándose una dilución 1:50.

Los resultados obtenidos se compararon mediante análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (parcelas y capas) para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas quemadas y el control, y entre las capas superficial y subsuperficial. Previamente, las variables expresadas en porcentajes fueron transformadas mediante transformación angular ($\arcsin x$) y las demás mediante transformación logarítmica ($y = \log x + 0.001$).

TABLA 1.- Valores medios de las características de las cenizas de las parcelas estudiadas (n=3). Entre paréntesis se da la desviación estandar.

PARCELAS	pH	C %	N %	P ppm	K ⁺ ppm	Na ⁺ ppm	Ca ²⁺ ppm	Mg ²⁺ ppm
P. arbolada-quemada	6,23	33,00	1,44	0,60	455,00	136,60	46,60	128,30
	(0,1)	(1,85)	(0,03)	(0,04)	(5,0)	(10,41)	(2,89)	(7,64)
P. talada-quemada	7,61	10,80	3,81	0,35	230,00	65,00	151,60	371,60
	(0,07)	(1,83)	(0,26)	(0,04)	(17,32)	(0,00)	(2,89)	(125,13)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cantidad y composición de las cenizas producidas tras el incendio difiere en ambas parcelas. Así, el porcentaje de cenizas producido en la parcela arbolada-quemada fue de un 67,5 % frente a un 32,4% de restos parcialmente carbonizados, mientras que para la parcela talada-quemada se encontró un 86,09% de cenizas y un 13,9% de restos parcialmente carbonizados. Esto es debido a la situación que presentaban ambas parcelas antes del incendio. Así, en la parcela arbolada existía una gran acumulación de hojarasca, con un espesor de 10-20 cm, llegando en algunos casos a 50 cm, mientras que en la parcela talada, debido a la remoción de la madera, gran parte de estos restos fueron eliminados, lo que tuvo una gran influencia sobre el comportamiento del incendio, en concordancia con lo indicado por Marcos (1997). En cuanto a su composición química (Tabla 1) las cenizas de la parcela arbolada se caracterizaron por un elevado contenido en carbono, y una mayor concentración de P, K y Na que la parcela talada, mientras que en las cenizas de esta última la concentración en Ca y Mg fue mayor. Los valores de pH encontrados en las cenizas de ambas parcelas fueron más bajos que los citados por otros autores, cuyos valores oscilaron entre 9 y 12

(Sampson, 1944; Petersen, 1970; Soto y Díaz-Fierros, 1993). De acuerdo con lo expuesto por Raison (1979) las diferencias encontradas en la composición química de las cenizas son debidas a la composición del material quemado y a las condiciones de la quema. Y el hecho de que aparezcan cenizas negras en ambas parcelas podría deberse a que la combustión estuvo inhibida y, por lo tanto, presentan materia orgánica residual.

La mayor modificación en los parámetros químicos del suelo afectado por el fuego tiene lugar en el contenido de carbono. El porcentaje de carbono disminuye en la capa superficial de ambas parcelas en comparación con las muestras control (Fig. 1), aunque en ningún caso las diferencias son estadísticamente significativas. No se detectaron cambios en la capa subsuperficial. Esta reducción puede ser debida en parte a la destrucción de la hojarasca y a las diferencias previas entre la zona control y la quemada debido a la heterogeneidad del suelo. A lo largo del tiempo se observa un incremento de carbono muy patente en la parcela arbolada a los diez meses del incendio, que puede ser parcialmente debido al incremento de cobertura de la vegetación (Smith, 1970), ya que las raíces de herbáceas y leguminosas añaden materia orgánica al suelo (Biswell, 1983). En la parcela talada este incremento es menor. A

los 24 meses, el contenido de carbono permanece por debajo de los niveles del control en los dos primeros centímetros.

Inmediatamente después del incendio, se observó una pequeña disminución, estadísticamente no significativa, del nitrógeno total en la parcela arbolada y ningún cambio en la talada (Fig. 1), pero estas pérdidas no fueron proporcionales a las de la materia orgánica, en concordancia con lo observado por Christensen (1973) en quemas de chaparral. Las variaciones en el contenido de nitrógeno total a lo largo del tiempo siguen los cambios observados en la materia orgánica en la parcela arbolada, apreciándose un incremento en la capa superficial, mientras que en la capa subsuperficial no se produce hasta el segundo año. A los 24 meses los valores de nitrógeno son semejantes en ambas parcelas y capas estudiadas, y similares al suelo no quemado. Según comenta De Lillis (1993), a lo largo del tiempo, el contenido de nitrógeno en los suelos quemados tiende a incrementar o disminuir y estas variaciones parecen estar ligadas a la abundancia de herbáceas perennes.

Los valores de pH no fueron prácticamente modificados por el fuego, y solamente se detectó un pequeño incremento en la parcela talada (Fig. 1). Diversos autores (DeBano y Conrad, 1978; Díaz-Fierros *et al.*, 1982; Stednick *et al.*, 1982; Wilbur y Christensen, 1983) señalan que en quemas de baja intensidad no se detectan variaciones de pH o, si se detectan, estas son muy pequeñas. En este caso ni la cantidad ni la composición de las cenizas fueron suficientemente importantes para producir modificaciones de pH en el suelo. El mayor valor de este parámetro se alcanza en los diez primeros meses tras el fuego, manteniéndose en el caso de la parcela arbolada y disminuyendo en la talada durante el segundo año. Con el tiempo el pH se aproxima al de los suelos control. Sólo se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la capa superficial entre la parcela control y las quemadas a los diez meses del

incendio. No se detectaron diferencias entre 0-2 y 2-5 cm en ningún caso.

La CIC se incrementa después del incendio en la capa superficial en ambas parcelas, aunque no se observaron variaciones en la capa subsuperficial (Fig. 1). El hecho de que la parcela control tuviera una CIC muy baja puede estar relacionado con la dificultad de que se produzca intercambio catiónico en zonas de pH muy ácido y un suelo fundamentalmente arenoso (Marcos, 1997). A los diez meses se detecta un fuerte incremento de la CIC en la parcela arbolada, que coincide con los valores máximos de materia orgánica. A los 24 meses la CIC presenta valores superiores a los suelos no quemados en ambas parcelas y en ambas capas, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas.

Tras el incendio el contenido de fósforo asimilable es menor que en los suelos control en la capa superior de ambas parcelas, pero se observó un ligero incremento de este parámetro en la capa subsuperficial (Fig. 1), aunque estas diferencias no son significativas. La causa de que el contenido de fósforo asimilable sea más bajo después del incendio podría estar relacionado con las lluvias que tuvieron lugar tras el mismo y que han producido un lavado hacia el interior del suelo. En la parcela arbolada no se observaron variaciones hasta los 24 meses, en que incrementó su contenido. Sin embargo, en la talada hubo un incremento a los diez meses. A los 24 meses los valores detectados fueron semejantes a los encontrados en la parcela control. En ningún caso se detectaron diferencias estadísticamente significativas.

Inmediatamente después del incendio se observó una disminución en el contenido de potasio y magnesio, estadísticamente significativo, un aumento, aunque no significativo, en la concentración de calcio y ninguna variación en el contenido de sodio en ambas parcelas (Fig. 2) al comparar con los valores de la zona no quemada. Durante los primeros

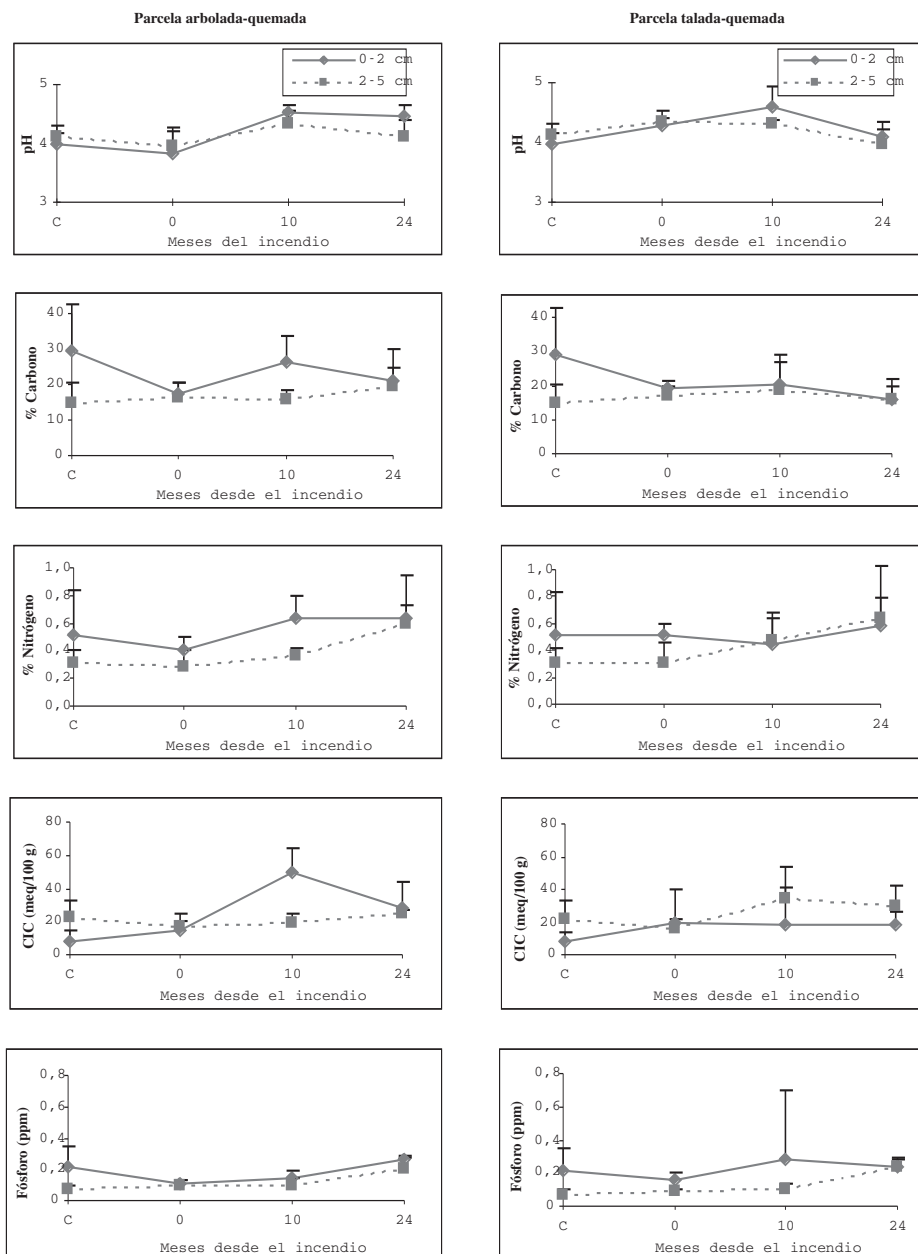


FIGURA 1.- Valores medios (y correspondiente desviación estandar) de pH, carbono, nitrógeno, capacidad de intercambio catiónico y fósforo asimilable durante el período de estudio para la parcela arbolada-quemada, talada-quemada y control (C), en las dos capas analizadas.

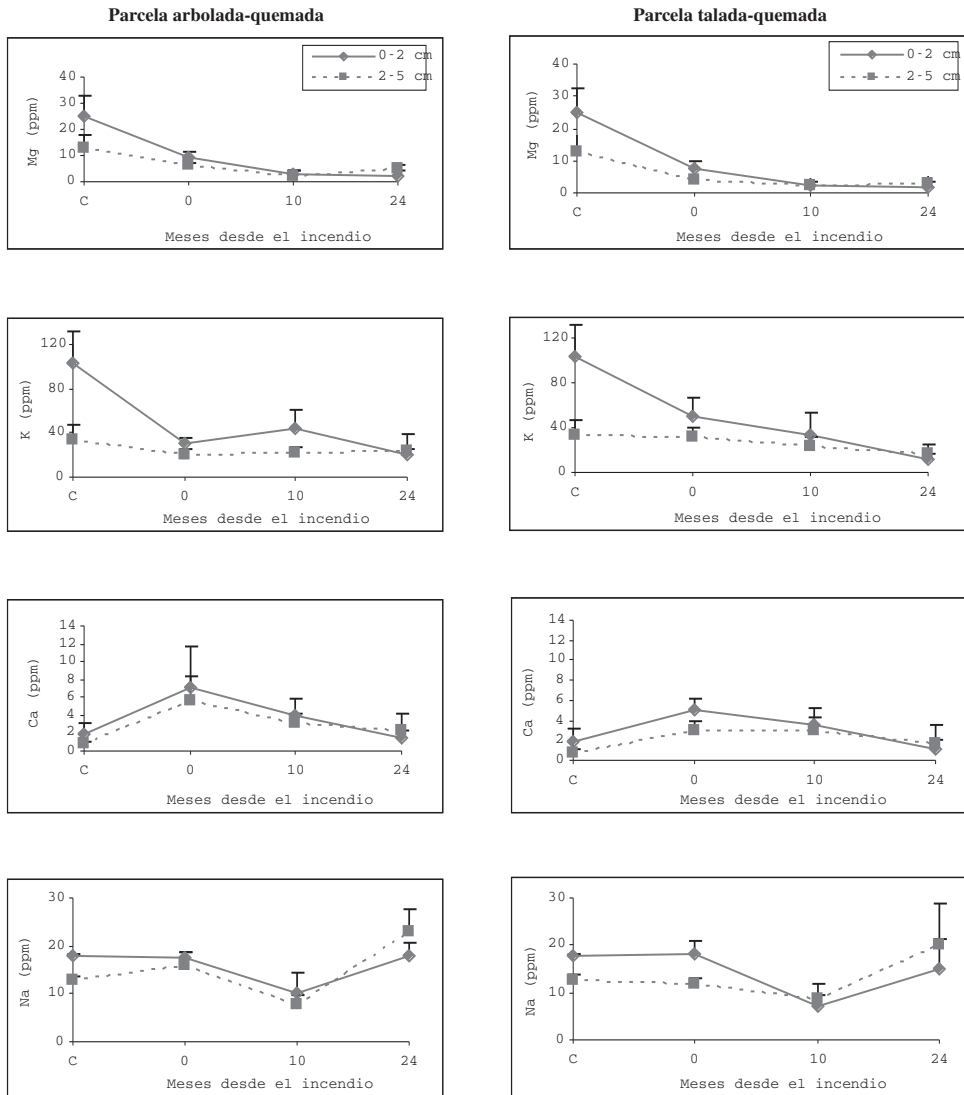


FIGURA 2.- Valores medios (y correspondiente desviación estandar) de magnesio, potasio, sodio y calcio solubles en agua durante el período de estudio para la parcela arbolada-quemada, talada-quemada y control (C), en las dos capas analizadas.

meses después del incendio se produjo un lavado de cationes tal como indican Lewis (1974), Kutiél y Naveh (1987) y Carreira y Niell (1995), favorecido por el hecho de que se trate de suelos muy arenosos (Allen *et al.*,

1969) y por la abundante precipitación caída durante el primer año (1269,8 mm). Esta disminución continuó durante el segundo año pero no de manera tan acentuada y solamente el sodio incrementó ligeramente su con-

centración en este período. A los 24 meses calcio y sodio presentaron valores semejantes al control, mientras que el contenido de potasio y magnesio fue más bajo que el control, tal y como también señalan Bará y Vega (1983) en plantaciones de *Pinus radiata*.

Las principales alteraciones en el suelo, inmediatamente después del incendio, se produjeron en los dos primeros centímetros del suelo, no detectándose prácticamente cambios en la capa de 2-5 cm. Disminuyó el contenido de carbono, fósforo asimilable y potasio y magnesio solubles. Sin embargo, estos cambios no pueden ser solamente atribuidos al incendio sino también a la propia heterogeneidad del suelo y a los cambios ambientales que se producen tras el mismo, ya que el incendio que afectó dicha zona puede ser considerado de baja intensidad por los restos vegetales que quedaron sin consumir y las cenizas negras que se formaron. La evolución de las propiedades químicas en los 24 meses siguientes, se caracterizó por un incremento en el contenido de nutrientes durante el segundo año, de manera que se alcanzaron valores semejantes a los detectados en el suelo no quemado. Además, cabe destacar la rápida regeneración vegetal que se produce en la zona, presentando a los dos años de estudio una cobertura de un 70% (Marcos, 1997), la cual ayuda a frenar las pérdidas de nutrientes.

A nivel de cambios en las características del suelo y comparando ambas parcelas, se observa que el estado que presentaban antes de la quema no influye en los efectos inmediatos del fuego sobre el suelo, aunque sí en el contenido en cenizas. En cuanto a su patrón de comportamiento a lo largo del tiempo, sí se producen diferencias entre las mismas para la mayoría de los parámetros analizados.

En conclusión se puede decir que este tipo de incendio no produce graves alteraciones en el ecosistema, ya que el suelo permanece desnudo durante un período corto de

tiempo, pero en el caso de que la regeneración vegetal fuera lenta y teniendo en cuenta las fuertes precipitaciones y pendientes de la zona, sí que se produciría una fuerte degradación del suelo, lo que plantearía la necesidad de una rápida intervención para evitarlo.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer al Dr. Giovannini, del Istituto per la Chimica del Terreno (Pisa, Italia) su colaboración en este trabajo. Estas investigaciones han sido financiadas por la FICYT (Principado de Asturias).

REFERENCIAS

- Allen, S.E., Evans, C.C., Grimshaw, H.M. (1969). The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. *Oikos* 20, 16-25.
- Bará, S., Vega J.A. (1983). Effects of wildfires on forest soil in the northwest of Spain. *Symposium Feurokologie*. Inst. Univ. Freiburg.
- Biswell, H.H. (1983). Effects of prescribed burning on resources. *En Prescribed Burning in California Wildlands Vegetation Management*, 149-161.
- Bremmer, J.M., Mulvaney, C.S. (1982). Nitrogen total. *En Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, A.L. Page *et al.* eds, American Society of Agronomy, Inc Madison, Wisconsin, 595-624
- Carreira, J.A., Niell, F.X. (1995). Mobilization of nutrients by fire in a semiarid gorse-scrubland ecosystem of southern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 9, 73-89.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., Williams, D. (1983). *Fire in Forestry. Vol 1: Forest Fire Behaviour and Effects*. John Wiley & Sons, New York.

- Christensen, N.L. (1973). Fire and nitrogen cycle in California chaparral. *Science* 181, 66-67.
- Debano, L.F., Conrad, C.E. (1978). The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59(3), 489-497.
- De Lillis, M. (1993). Use of water and nutrient by mediterranean resprouters and reseeders in post-fire succession. En *Fire in Mediterranean Ecosystems*, Trabaud & Prodon eds, ECSC-EEC-EAEC, Bruselas, 365-377.
- Díaz-Fierros, F., Gil Sotres, V.F., Cabaneiro, A., Carballas, T., Leiros de La Peña, M.C., Villar Celorio, M.C. (1982). Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 627-639.
- Kutiél, P., Naveh, Z. (1987). Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management* 20, 11-24.
- Lewis, W.M. (1974). Effects of fire on nutrient movement in a south Carolina pine forest. *Ecology* 55, 1120-1127.
- Forteza et al. (1987). Mapa de Suelos de Castilla y León. Edita Consejería de Fomento. Junta de Castilla y León.
- I.G.M.E. (1977). Mapa Geológico de España. 1:50.000. Edita Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria y Energía. Base Topográfica del Servicio Geográfico del Ejército. Serie M-781.
- Marcos, E. (1997). *Procesos edáficos en comunidades vegetales alteradas por el fuego*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- Moreno, J.M., Oechel, W.C. (1991). Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in southern California chaparral. *Ecology* 72, 1993-2004.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, J.F. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *U.S. Dept. Agr. Circ.*, 939.
- Peech, M.A., Alexander, L.T., Dean, L.A., Reed, J.F. (1947). Methods of soil analysis for soil-fertility investigations. *U.S. Dept. Agr. Circ.*, 757.
- Petersen, P.M. cit en Raison, R.J. (1979). Danish fireplace fungi an ecological investigation of fungi on burns. *Dan. Bot. Ark.* 27, 1-96.
- Prieto, F. (1989). Incendios forestales. Ideas para una interpretación. En *El libro rojo de los bosques españoles*, ADENA/WWF, España, 211-236.
- Raison, R.J. (1979). Modification of the soil environment by vegetation fires, with a particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51, 73-108.
- Rivas-Martínez, S., Gandullo, J.M., Allue, J.L., Montero, J.L., González, J.L. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. De. ICONA. 268 p.
- Sampson, A.W. cit en Raison, R.J. (1979). Plant succession on burned chaparral lands in northern California. University of California. *Agricultural Experiment Station Bulletin* 685. Berkeley. California. 144 pp.
- Sanroque, P., Rubio, J.L., Mansanet, J. (1985). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* 22(2), 131-147.
- Smith, D.W. (1970). Concentrations of soil nutrients before and after fire. *Canadian Journal of Soil Science* 50, 17-29.
- Soto, B., Díaz-Fierros, F. (1993). Interactions between plant ash leachates and soil. *International Journal of Wildland Fire* 3(4), 207-216.

- Stednick, J.D., Tripp, L.N., McDonald, R.J. (1982). Slash burning effects on soil and water chemistry in southeastern Alaska. *Journal of Soil and Water Conservation*, 126-128.
- Walkley, A., Black, A.I. (1934). An examination of the Degtjoreff method for determination soil organic matter and a proposed codification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37-39.
- Wilbur, R.B., Christensen, N.L. (1983). Effects of fire on nutrient availability in a north Carolina Coastal Plain Pocosin. *The American Midland Naturalist* 110, 54-61.