

# DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES DE UNA CRONOSECUENCIA DE INCENDIOS EN BOSQUES DE *PINUS CANARIENSIS*

Jorge Durán Humia<sup>1</sup>, Alexandra Rodríguez Pereiras<sup>1</sup>, José María Fernández-Palacios<sup>2</sup> y Antonio Gallardo Correa<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dept. de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales. Universidad Pablo de Olavide. 41013-SEVILLA (España). Correo electrónico: humia20@gmail.com

<sup>2</sup> Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. C/ Molinos de Agua s/n. 38207-LA LAGUNA (Tenerife, España)

## Resumen

Los incendios inducen cambios en el ciclo de nutrientes del ecosistema y pueden provocar grandes pérdidas de N y el P. Existen muchos trabajos acerca de los efectos del fuego sobre la disponibilidad de nutrientes en el suelo, la mayoría dirigidos a ver los efectos a corto plazo de esta perturbación. El objetivo principal de nuestro estudio fue conocer el efecto de los incendios forestales sobre la disponibilidad de N y P a largo plazo. Para ello utilizamos el método de las membranas de intercambio iónico (IEMs). La hipótesis de partida apunta a un rápido aumento de la disponibilidad tras el fuego, seguido de una disminución por efecto de la erosión y el lavado, y una recuperación paulatina hasta alcanzar los niveles de partida. El fuego afectó significativamente a la disponibilidad de N y P. La disponibilidad de NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N y N-mineral aumentó significativamente después del incendio. Este aumento fue de corta duración y se recuperaron los niveles de zonas no quemadas 5 años después del incendio. Las correlaciones entre NH<sub>4</sub>-N y NO<sub>3</sub>-N muestran un acoplamiento entre amonificación y nitrificación únicamente un año después del incendio. La disponibilidad de P descendió significativamente después del incendio, observándose una paulatina recuperación con el paso del tiempo.

Palabras clave: *Incendio, Membranas de intercambio iónico, N disponible, P disponible, La Palma*

## INTRODUCCIÓN

El fuego afecta al ciclo de nutrientes del ecosistema, a la composición de especies, al crecimiento de las plantas y la biota del suelo (WAN et al., 2001). La degradación del suelo que ocurre después de los incendios es debida al deterioro de la estructura de los suelos (GIOVANNI et al., 1998), a pérdidas de materia orgánica (GILLON et al., 1995) y a pérdidas de nutrientes minerales (KUTIEL & NAVEH, 1987). El fuego aumenta la

disponibilidad del N, pero a largo plazo el efecto puede ser el contrario (KNOEPP et al., 2004). Las pérdidas totales de N, incluidas las causadas por la volatilización y la erosión, unido a la ausencia de un reemplazo efectivo podrían provocar un descenso significativo de la disponibilidad del N del suelo (CARREIRA et al., 1994). En el P la tendencia es similar. Su mayor disponibilidad tras el fuego puede ir seguida de una disminución a largo plazo, debido al descenso del P orgánico, la menor actividad fosfatasa y la menor infección

(ALAUZIS *et al.*, 2004). La mayoría de los estudios se han enfocado en los efectos a corto plazo del fuego y el conocimiento de las consecuencias a largo plazo de los incendios forestales sobre la disponibilidad de nutrientes en los ecosistemas es todavía escaso (PALESE *et al.*, 2004). Son necesarios estudios que vayan más allá de los efectos inmediatos del fuego para conocer mejor el grado al cual los incendios forestales bajan las reservas de nutrientes de los ecosistemas, aumentan sus tasas de transformación y modifican su disponibilidad.

Se han utilizado gran variedad de métodos para estimar el N y P disponible en suelos forestales, pero pocos proporcionan una medida integral adecuada de la disponibilidad de N y P en los suelos (SUBLER *et al.*, 1995). Una de las posibles alternativas para medir la disponibilidad de nutrientes en el suelo es el uso de resinas de intercambio iónico y posterior extracción de nutrientes en forma de ión (BINKLEY & HART, 1989). Muchos estudios han demostrado que las concentraciones de iones en los extractos de las resinas se correlacionan fuertemente con la toma de dichos iones por las plantas y esta técnica ha sido puesta en práctica de manera efectiva en diversos estudios sobre la disponibilidad de N y P (MACGRATH *et al.*, 2000). Originalmente se utilizaron bolas de resinas dentro de bolsas enterradas pero este método presenta grandes desventajas debido a su naturaleza tridimensional (perturbación del suelo y alto el esfuerzo de colocación). Estas desventajas pueden ser solventadas con el uso de las bidimensionales membranas de intercambio iónico (IEMs; SUBLER *et al.*, 1995). Actualmente se considera que la extracción de nutrientes de los suelos usando membranas de intercambio proporciona uno de los índices más fiables de la disponibilidad de nutrientes para las plantas (ZIADI *et al.*, 2006).

La isla de La Palma posee unos sistemas forestales prácticamente únicos en Europa. Sus bosques de *Pinus canariensis* apenas están manejados por el hombre y gracias a su lejanía al continente europeo no sufren la creciente deposición atmosférica que la actividad antropogénica causa en los bosques continentales europeos. Así, la única perturbación significativa que sufren estos bosques son los incendios forestales. Por estos motivos, estos bosques son idóneos

para el objetivo de este trabajo, conocer el efecto de los incendios forestales sobre la disponibilidad de N y P. La hipótesis de partida apunta a un rápido aumento de su disponibilidad tras el fuego, seguido de una disminución por efecto de la erosión y el lavado, y una recuperación paulatina hasta alcanzar los niveles de partida.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en parcelas situadas en la isla de La Palma. Todas ellas están situadas entre los 1200 y 1500 m de altitud, con una precipitación media anual de 600 mm y temperatura media anual de 16°C. Los suelos son de origen volcánico y su evolución está estrechamente relacionada con las condiciones climáticas. Dominan los leptosoles, vertisoles y andosoles (FAO, 1996) y el contenido en materia orgánica de las zonas de muestreo oscila entre el 2 y 4% y el pH entre 6.5 y 7 (datos propios). La vegetación está dominada por la presencia de *Pinus canariensis* C. Sm., acompañado por un sotobosque con pocos individuos de *Adenocarpus viscosus* (Wild.) Webb & Berthel, *Erica arborea* L. y *Cistus symphytifolius* Lam.

### Diseño experimental y análisis de laboratorio

Se seleccionaron 26 parcelas a lo largo de una cronosecuencia de incendios. Contamos con parcelas quemadas en diferentes años, desde el 1987 hasta 2005, y parcelas no quemadas. El número de replicados, seleccionados para recoger la máxima variabilidad geográfica, geológica y biológica, fue de 4 parcelas de 25x25 m para cada año de incendio, excepto para el año 1987, en donde sólo fue posible obtener 2 replicados con características homogéneas. En cada parcela se seleccionaron al azar 15 puntos para la colocación de IEMs. Se usaron IEMs tipo I-100 e I-200 (Electropure excellion-inc., Laguna Hills, California). En cada uno de los puntos se incubó durante 15 días una membrana de intercambio catiónico y otra de intercambio aniónico. Tras su retirada, las membranas fueron transportadas al laboratorio de forma individualizada y secadas a temperatura ambiente. Para su

análisis, se limpió el suelo adherido y se realizó una extracción con 50 ml de KCl 2 M mediante agitación orbital durante 1 hora a 200 rpm. A partir de estos extractos se calculó la cantidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$  mediante el método colorimétrico de Azul de Indofenol (SIMS *et al.*, 1995) y el  $\text{PO}_4\text{-P}$  mediante el método colorimétrico de Azul de Molibdeno (ALLEN *et al.*, 1986). Además también se calculó la cantidad de N-mineral total ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ).

### Tratamiento estadístico

Se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis para conocer el efecto del fuego sobre las variables estudiadas y tests de permutaciones para conocer las diferencias entre los años de fuego. Los análisis de correlación entre variables se realizaron mediante el test de Spearman. Todos estos análisis se llevaron a cabo con el paquete estadístico R 2.4.0 para Linux (R Development Core Team, 2007).

## RESULTADOS

Existe un efecto significativo del fuego sobre todas las variables estudiadas ( $p < 0,001$ ). La disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  y N-mineral aumentó significativamente un año después

del incendio (Figuras 1a, b y c). Este aumento fue de mayor magnitud en el caso del  $\text{NO}_3\text{-N}$  (10 veces más que en las parcelas control) que en el caso del  $\text{NH}_4\text{-N}$  (2,5 veces más que en las parcelas control).

En las parcelas muestreadas un año después del incendio se encontraron los mayores niveles de disponibilidad de nutrientes:  $0,11 \mu\text{g}$  de  $\text{NH}_4\text{-N cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ,  $0,51 \mu\text{g}$  de  $\text{NO}_3\text{-N cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  y  $0,61 \mu\text{g}$  de N-mineral  $\text{cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (Figuras 1a, b y c). Sin embargo, en las parcelas muestreadas 6 años después del incendio los niveles recuperaron valores similares a las parcelas control. A partir de aquí los niveles se mantienen y se sitúan en un valor promedio de  $0,04 \mu\text{g}$  de  $\text{NH}_4\text{-N cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ,  $0,08 \mu\text{g}$  de  $\text{NO}_3\text{-N cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  y  $0,11 \mu\text{g}$  de N-mineral  $\text{cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (Figuras 1a, b y c).

La disponibilidad de  $\text{NO}_3\text{-N}$  fue mayor que la de  $\text{NH}_4\text{-N}$  en las parcelas quemadas. Esta diferencia es máxima un año después del último incendio [ $0,51 \mu\text{g}$  de  $\text{NO}_3\text{-N cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (Figura 1b) frente a  $0,11 \mu\text{g}$  de  $\text{NH}_4\text{-N cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (Figura 1a)], mientras en el resto de las parcelas quemadas la disponibilidad de  $\text{NO}_3\text{-N}$  fue de aproximadamente del doble que la de  $\text{NH}_4\text{-N}$ .

Solamente se encontró una correlación significativamente positiva ( $\rho = 0,53$ ;  $p < 0,05$ ) entre la disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  y de  $\text{NO}_3\text{-N}$  un año después del incendio (Figura 2).

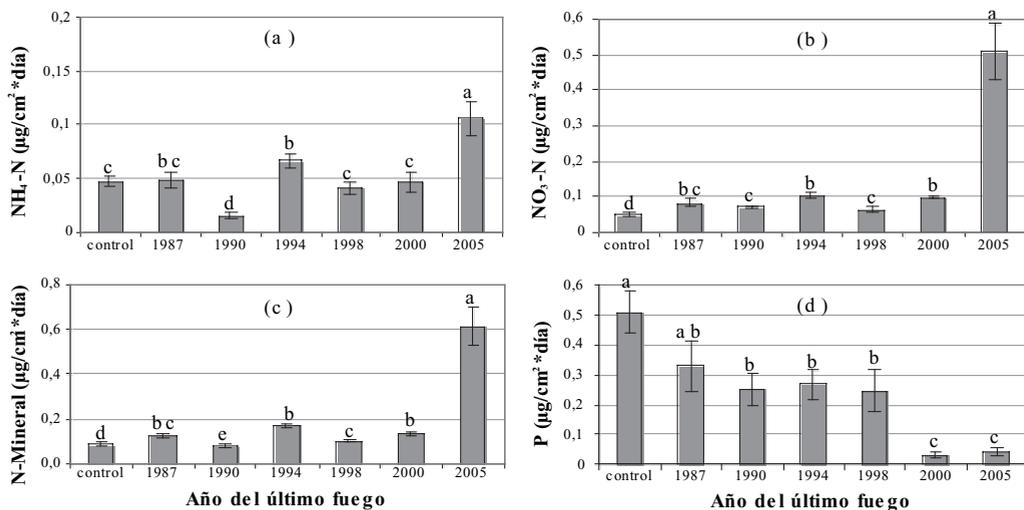
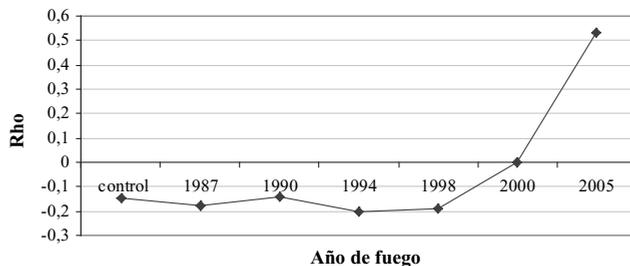


Figura 1. Disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  (a),  $\text{NO}_3\text{-N}$  (b), N-mineral (c) y P (d) en parcelas quemadas en diferentes años y en parcelas no quemadas (Control). Letras significativas muestran diferencias significativas ( $P < 0,005$ )



**Figura 2.** Test de correlación de Spearman para la disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  y de  $\text{NO}_3\text{-N}$  en parcelas quemadas en diferentes años y en parcelas sin quemar (Control) (Rho = Coeficiente de correlación de Pearson)

La disponibilidad de P aumentó a medida que transcurrió el tiempo tras el incendio (Figura 1d). Las parcelas no quemadas mostraron los mayores niveles de disponibilidad de P registrados ( $0,51 \mu\text{g P}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{d}^{-1}$ ) y a partir de ahí los valores descienden a medida que el incendio es más reciente, registrándose los valores más bajos ( $0,03 \mu\text{g P cm}^2\cdot\text{d}^{-1}$  aprox.) en las parcelas con incendios más recientes.

## DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran un efecto significativo del fuego sobre la disponibilidad de N y P, al igual que otros estudios llevados a cabo en diferentes ecosistemas (SMITHWICK *et al.*, 2005). La disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  aumentó significativamente en las parcelas muestreadas un año después del incendio. Esta tendencia es común a muchos sistemas (DEBANO *et al.*, 1987) y está causada por la deposición de ceniza rica en  $\text{NH}_4\text{-N}$  y la creación de condiciones propicias para la mineralización (RAISON, 1979). Nuestros resultados sugieren que este aumento de la disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  tras el incendio es de corta duración ya que en las parcelas muestreadas 5 años después del incendio la cantidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  recuperó los niveles anteriores al incendio. Estos resultados son similares a los obtenidos por otros autores (CHOROVER *et al.*, 1994). La existencia de buenas tasas de toma de nutrientes por las plantas, de inmovilización microbiana y de nitrificación podrían estar detrás de este breve aumento de la disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  (COVINGTON & SACKET, 1992). Además, el lavado también puede disminuir la cantidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$

N presente en el suelo y contribuir al empobrecimiento del bosque (DEBANO & CONRAD, 1987). Sin embargo, en nuestras parcelas no se ha observado que el fuego cause una empobrecimiento de nutrientes, ya que los niveles de disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  o  $\text{NO}_3\text{-N}$  en las parcelas quemadas nunca fueron menores a los de las parcelas control. Esto sugiere la existencia en estos bosques de mecanismos efectivos de resistencia a la pérdida de N disponible tras un incendio.

La disponibilidad de  $\text{NO}_3\text{-N}$  un año después del incendio fue casi cinco veces mayor que la de  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Muchos estudios post-fuego de los pools de N en gran variedad de ecosistemas muestran un incremento del  $\text{NH}_4\text{-N}$  del suelo de vida corta seguido de un incremento del  $\text{NO}_3\text{-N}$  (GROGAN *et al.*, 2000). Tras el incendio, el  $\text{NH}_4\text{-N}$  añadido por deposición de la ceniza junto con el aumento de la temperatura, el pH y la humedad pudieron promover la nitrificación (RAISON, 1979). Existe una correlación significativamente positiva entre la disponibilidad de  $\text{NH}_4\text{-N}$  y la de  $\text{NO}_3\text{-N}$ , lo que apoya la existencia de un acoplamiento entre la amonificación y nitrificación. Sin embargo, en ninguna de las otras zonas muestreadas se observa este acoplamiento, sugiriendo que la disponibilidad de estos dos nutrientes está determinada por procesos independientes.

Hemos observado una fuerte disminución de la disponibilidad de P un año después del incendio, al contrario de los resultados obtenidos en otros estudios (JUO & MANU, 1996). La disminución de la disponibilidad de P sugiere una menor eficiencia de estos bosques en la conservación del P que del N tras un incendio. Aunque inicialmente sí se hubiera producido un eventual aumento en la disponibilidad de P, la falta de mecanismos

de retención del P podría provocar la pérdida por lavado de este nutriente. Sin embargo, se observa una paulatina recuperación en los niveles de disponibilidad de P a medida que transcurre el tiempo tras el incendio, lo que sugiere la existencia de un aporte externo y continuo de este nutriente. MORENO *et al.* (2006) demostraron que los procesos eólicos transfieren anualmente grandes cantidades de partículas minerales con un alto contenido de fosfatos desde los desiertos africanos hacia las Islas Canarias.

Son escasos los estudios que han utilizado IEMs en ecosistemas naturales, por lo que resulta difícil comparar nuestros valores. Hemos obtenido niveles similares a los encontrados por BARRET *et al.* (2002) en Taylor Valley (Antártida). La explicación a estos bajos valores puede encontrarse en que la incubación de las membranas se llevó a cabo en un periodo seco. La toma de nutrientes por las membranas está controlada por la movilidad del ión en el suelo más que por su cantidad. De esta manera, dicha toma podría ser insignificante en condiciones de escasa humedad (SUBLER *et al.*, 1995). Aun así, y debido a que las raíces de las plantas sufren una situación análoga, estas membranas proporcionan un buen índice de la capacidad de flujo y disponibilidad del ión en el suelo (HUANG & SCHOENAU, 1997).

Nuestros resultados confirman la hipótesis de que el fuego aumenta la disponibilidad de N y de que este aumento es de corta duración. Sin embargo, no se ha observado una disminución a largo plazo en la disponibilidad de nutrientes. En cuanto al P, los resultados no permiten confirmar un aumento en su disponibilidad tras el incendio, pero sí la existencia de un empobrecimiento duradero y una paulatina recuperación en la disponibilidad de este nutriente.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALAUZIS, M.V.; MAZZARINO, M.J.; RAFFAELE, E. & ROSELLI, L.; 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecol. Manage.* 192: 131-142.
- ALLEN, S.E.; GRIMSHAW, H.M. & ROWLAND, A.P.; 1986. Chemical analysis. In: P.D. Moore & S.B. Chapman (eds.), *Methods in Plant Ecology*: 285-344. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- BARRETT, J.E.; VIRGINIA, R.A. & WALL, D.H.; 2002. Trends in resin and KCL-extractable soil nitrogen across landscape gradients in Taylor Valley, Antarctica. *Ecosystems* 5: 289-299.
- BINKLEY, D. & HART, S.; 1989. The components of nitrogen availability assessments in forest soils. *Advances in Soil Science* 10: 57-116.
- CARREIRA, J.A.; NIELL, X. & LAJTHA, K.; 1994. Soil Nitrogen Availability and Nitrification in Mediterranean Shrublands of Varying fire History and Successional Stage. *Biogeochemistry* 26: 189-209.
- CHOROVER, J.; VITOUSEK, P.M.; EVERSON, D.A.; ESPERANZA, A.M. & TURNER, D.; 1994. Solution chemistry profiles of mixed-conifer forests before and after fire. *Biogeochemistry* 26: 115-144.
- COVINGTON, W.W. & SACKET, S.S.; 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecol. Manage.* 54: 175-191.
- DEBANO, L.F. & CONRAD, C.E.; 1987. Effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59: 489-497.
- GILLON, D.; GEMENDY, V.; HOUSSARD, C.; MARÉCHAL, J. & VALETTE, J.C.; 1995. Combustion and nutrient losses during laboratory burns. *Int. J. Wildland Fire* 51: 1-12.
- GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. & GIACHETTI, M.; 1998. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Sci.* 146: 255-262.
- GROGAN, P.; BRUNS, T.D. & CHAPIN III, F.S.; 2000. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia* 122: 537-544.
- HUANG, W.Z. & SCHOENAU, J.J.; 1997. Seasonal and spatial variations in soil nitrogen and phosphorus supply rates in a boreal aspen forest. *Can. J. Soil Sci.* 77: 597-612.
- JUO, A.S.R. & MANU, A.; 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58: 49-60.
- KNOEPP, J.D.; VOSE, J.M. & SWANK, W.T.; 2004. Long-Term soil responses to site preparation burning in the southern Appalachians. *For. Sci.* 50(4): 540-550.

- KUTIEL, P. & NAVEH, Z.; 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant Soil* 104: 269-274.
- MCGRATH, D.A.; COMERFORD, N.B. & DURYEY, M.L.; 2000. Litter dynamics and monthly fluctuations in soil phosphorus availability in an Amazonian agroforest. *Forest Ecol. Manage.* 131: 167-181.
- MORENO, T.; QUEROL, X.; CASTILLO, S.; ALASTUEY, A.; CUEVAS, E.; HERRMANN, L.; MOUNKALIA, M.; ELVIRA, J. & GIBBONS, W.; 2006. Geochemical variations in aeolian mineral particles from the Sahara-Sahel dust Corridor. *Chemosphere* 65: 261-270.
- PALESE, A.M.; GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, G.; DUMONET, S. & PERUCCI, P.; 2004. Effects of fire on soil C, N and microbial biomass. *Agronomie* 24: 47-53.
- RAISON, R.J.; 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant Soil* 51: 73-108.
- SIMS, G.K.; ELLSWORTH, T.R. & MULVANEY, R.L.; 1995. Microscale determination of inorganic nitrogen in water and soil extracts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 303-316.
- SMITHWICK, E.; TURNER, M.; MACK, M. & CHAPIN III, F.S.; 2005. Postfire Soil N Cycling in Northern Conifer Forests Affected by Severe, Stand-Replacing Wildfires. *Ecosystems* 8: 163-181.
- SUBLER, S.; BLAIR, J.M. & EDWARDS, C.A.; 1995. Using anion-exchange membranes to measure soil nitrate availability and net nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27(7): 911-917.
- WAN, S.; HUI, D. & LUO, Y. ; 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecol. Appl.* 11: 1349-1365.
- ZIADI, N.; CAMBOURIS, A.N. & NOLIN, M.C.; 2006. Anionic exchange membranes as a soil test for nitrogen availability. *Commun Soil Sci. Plant Anal.* 37: 2411-2422.