

EFFECTO DEL FUEGO SOBRE LA BIOMASA MICROBIANA DEL SUELO DE ECOSISTEMAS DE PINO CANARIO (*PINUS CANARIENSIS*)

J. Durán¹, A. Gallardo¹ y J.M. Fernández-Palacios²

¹Departamento de Ecología y Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Vigo. Campus As Lagoas-Marcosende, 36200-VIGO (Pontevedra, España). Correo electrónico: humia20@uvigo.es; gallardo@uvigo.es.

²Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206-SAN CRISTÓBAL DE LA LAGUNA (Tenerife, España). Correo electrónico: jmferpal@ull.es.

Resumen

Los microorganismos del suelo juegan un papel protagonista en el funcionamiento de los ecosistemas forestales. Son responsables del ciclado de energía y nutrientes, entre ellos el nitrógeno, principal limitante de la producción primaria neta de estos ecosistemas. A diferencia de la inmensa mayoría de los bosques europeos, los bosques de *Pinus canariensis* de la isla de La Palma (Islas Canarias), apenas están sometidos a perturbaciones antropogénicas, causantes de fenómenos como la creciente deposición atmosférica que ya está causando graves problemas en las cuencas forestales. Se podría decir que la única perturbación a la que están sometidos actualmente estos bosques son los incendios forestales, que provocan conocidos efectos sobre la biomasa microbiana de los suelos. Así, nuestra hipótesis de trabajo sugiere que las zonas quemadas poseerán una menor biomasa microbiana que las zonas no quemadas, y que será mayor cuanto más antiguo sea el incendio. Se ha observado que las parcelas quemadas poseen menos Nitrógeno microbiano que las parcelas sin quemar y que este efecto se atenúa en parcelas con alta inclinación. Sin embargo, no se ha observado una relación clara entre el Nitrógeno microbiano y el tiempo transcurrido desde el último fuego.

Palabras clave: *Incendio, Nitrógeno microbiano, Ecosistemas forestales, Microorganismos*

INTRODUCCIÓN

La biomasa microbiana ejerce un claro control sobre la productividad de los ecosistemas forestales (PALESE *et al.*, 2003) y puede considerarse como un indicador ecológico de gran utilidad e importancia (SINGH *et al.*, 1989). Los microorganismos del suelo pueden funcionar tanto como fuente como sumidero de energía y nutrientes, llegando incluso a competir con las plantas. Se considera que la comunidad microbiana juega un papel protagonista en la descomposición de los residuos

animales y vegetales y en el ciclado de energía y nutrientes en el suelo (SINGH *et al.*, 1989).

Se ha observado que tanto la cantidad como la actividad de la biomasa microbiana del suelo están estrechamente ligadas a la mineralización e inmovilización del nitrógeno en los suelos. Se puede afirmar que los microorganismos del suelo ejercen un claro control sobre el ciclado de este nutriente, principal limitante de la producción primaria neta de estos ecosistemas (VITOUSEK & HOWARTH, 1991).

Los incendios provocan efectos drásticos sobre los ecosistemas forestales, particularmente

en los que poseen una baja fertilidad (MONEY & GULMON, 1982). El fuego es un importante factor ecológico en el desarrollo de los bosques, y numerosos estudios han intentado entender sus efectos bajo diferentes condiciones (PALESE *et al.*, 2003). Estos efectos van desde cambios en la estructura física y biológica de los ecosistemas hasta cambios en la disponibilidad de luz y agua en los mismos. Se considera que la degradación del suelo que ocurre después de los incendios es debida al deterioro de la estructura de los suelos (BETREMIEUX *et al.* 1960; GIOVANNINI *et al.* 1998), a pérdidas de materia orgánica (VALETTE *et al.*, 1994; GILLON *et al.*, 1995) y a pérdidas de nutrientes minerales (DE BANO & CONRAD, 1987; KUTIEL & NAVEH, 1987); entre ellos, el Nitrógeno, particularmente sensible a los cambios inducidos por el fuego, como altas pérdidas por volatilización (NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003).

La biomasa microbiana del suelo también se ve afectada por los incendios forestales, observándose una reducción de su tamaño, un empobrecimiento de especies y reducción en sus capacidades catalíticas (AHLGREN & AHLGREN, 1965; HERNÁNDEZ *et al.*, 1997).

Existe mucha literatura científica disponible sobre los efectos del fuego en las propiedades del suelo. Sin embargo, a pesar de que se sabe que el fuego puede afectar al ciclo y disponibilidad de nutrientes durante muchos años después del fuego (NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003), el conocimiento de las consecuencias a largo plazo de los incendios forestales son todavía escasos (PALESE *et al.*, 2003).

La isla de La Palma, posee unos suelos 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 sufre la creciente deposición atmosférica que la actividad antropogénica causa en los bosques continentales europeos. Esta deposición es tan fuerte que en algunos casos, el Nitrógeno ha dejado de ser limitante y se ha convertido en un problema por exceso. Se podría concluir que la única perturbación significativa que sufren estos bosques son los incendios forestales, en donde se pierde una parte importante de la materia orgánica del suelo.

Consideramos, pues, este emplazamiento como el idóneo para nuestro objetivo: conocer el

efecto de los incendios forestales sobre las cantidades de Nitrógeno de la biomasa microbiana de ecosistemas forestales.

La biomasa microbiana es parte de la materia orgánica del suelo y depende en gran medida de ella. Por ello, establecimos como hipótesis de trabajo que las parcelas no quemadas poseerán mayor nitrógeno microbiano que las parcelas quemadas; y que esta cantidad de nitrógeno será mayor cuanto más antiguo sea el incendio. Para resolverla, contamos con una cronosecuencia de fuegos en parcelas quemadas en diferentes años. Sobre muestras recogidas en estas parcelas se realizaron estimas de la cantidad de Nitrógeno microbiano. Además, se introdujo el factor "pendiente", con parcelas inclinadas y llanas, para conocer el efecto del lavado de nutrientes y de materia orgánica sobre la biomasa microbiana.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la isla de La Palma, situada al noroeste del archipiélago canario, en una zona de transición entre las zonas climáticas templada y tropical. Esta isla está considerada como la más alta del mundo (2.426 m) en relación con su superficie (708,32 km²). Las temperaturas medias anuales varían entre los 20-22°C en las zonas costeras y los 9-11°C de las cumbres, pasando por los 17-19°C de las zonas de altitud media. La precipitación media varía según la vertiente; la de barlovento sobrepasa los 500 mm de media anual, mientras que la de sotavento raramente supera los 300 mm. También varía en gran medida con la altura y por la existencia de criptoprecipitaciones, o precipitaciones debidas a las intensas nieblas que llegan a algunas partes de la isla. En cuanto a la vegetación, las características inherentes a la isla se traducen en la existencia de variaciones climáticas altitudinales que tienen como consecuencia una organización escalonada de la vegetación. Concretamente, nuestro estudio se ha desarrollado en la zona dominada por los bosques de pino canario (*Pinus canariensis*) que aparece en zonas altas de la isla interrelacionándose con las franjas de vegetación superiores (laurisilva y fayal-brezal) e inferiores (retamares y codesares).

Recogida de muestras

La campaña de recogida de muestras se realizó en Abril del 2004. Se seleccionaron al azar 15 puntos en cada parcela de 25 x 25m y en ellos, con la ayuda de un corer metálico de 5 cm de diámetro y 15 cm de longitud, se recogieron las muestras de suelo. Estas muestras se introdujeron en bolsas de polietileno y se transportaron en refrigeración al laboratorio, en donde se conservaron a 4 °C hasta su procesado.

Se recogieron muestras en parcelas quemadas en 6 años diferentes (1987, 1990, 1994, 1996, 1998 y 2000) y en parcelas sin quemar (Control); para cada uno de ellas dispusimos de dos replicados, uno con parcelas llanas y otro con parcelas con alta inclinación. En total, se recogieron 210 muestras de suelo forestal.

Análisis de las muestras

Para el análisis de las muestras, lo primero que se hizo fue calcular la humedad de las mismas; para ello, se secó una submuestra de suelo en una estufa de aire forzado a 80 °C durante 48 horas. Este primer análisis nos ha permitido expresar todos los resultados en referencia a peso de suelo seco.

Lo siguiente que se estimó fue el contenido de Nitrógeno de la biomasa microbiana de las muestras de suelo recogidas. Se utilizó para ello el método de la Fumigación-Extracción (BROOKES *et al.*, 1982) uno de los más usados recientemente.

La muestra de suelo se dividió en dos submuestras de 5 gramos. A la denominada "Muestra no fumigada" se le aplicó directamente una extracción del Nitrógeno del suelo con sulfato potásico 0,5M. Sin embargo a la denominada "Muestra fumigada", antes de la extracción, se le aplica una fumigación con cloroformo durante 5 días; con ello se consigue que las membranas celulares de los microorganismos se rompan y se libere el contenido citoplasmático.

Después se realiza una oxidación en autoclavado a 120 °C durante media hora, en presencia de persulfato potásico, que hace que todo el nitrógeno de la muestra pase a forma de nitrato, que se puede cuantificar, con la ayuda de un lector de placas mediante el método colorimétrico del Azul de Indofenol (SIMS *et al.*, 1995). En el caso de la muestra fumigada se estima el nitrógeno del suelo más el de la biomasa microbiana,

mientras que en el caso de la muestra no fumigada, solo se estima el nitrógeno del suelo.

El nitrógeno contenido en la biomasa microbiana de la muestra ($N-Bm$) se estima mediante la siguiente fórmula:

$$N - Bm = \frac{Nf - Nnf}{Kn}$$

dónde Nf es la cantidad de Nitrógeno de las muestras fumigadas; Nnf , la de las muestras no fumigadas; y Kn , un factor de corrección, estimado en 0,54 que se aplica para solventar el hecho de que extracción con sulfato potásico no consigue secuestrar todo el nitrógeno de la muestra.

Análisis de los datos

Tras una transformación logarítmica de los datos, se realizó un test de Shapiro-Wilk y un test de Levene para comprobar que los datos seguían una distribución normal y presentaban homogeneidad de varianzas respectivamente ($p > 0,05$ en ambos casos). Después, se realizaron ANOVAS de dos vías para ver el efecto del fuego y de la pendiente y la interacción entre ambas. Asimismo, se realizaron comparaciones dos a dos, mediante el test de Tukey. El tratamiento estadístico de los datos se realizó con el paquete estadístico R 1.8.0 para Linux (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los ANOVA realizados muestran que existe un efecto significativo del fuego y de la pendiente sobre la cantidad de N de la biomasa microbiana del suelo. Además, se observa que existe una interacción significativa entre ambos factores. Los valores obtenidos para la cantidad de N microbiano (Tabla 1), a excepción de las parcelas control (no quemadas), son excepcionalmente bajos si los comparamos con otros resultados encontrados en la bibliografía; por ejemplo, la media descrita por WARDLE (1992) para ecosistemas forestales templados es más del doble que los valores obtenidos en muchas de las parcelas (Figura 1). Los motivos para esta baja cantidad de nitrógeno microbiano en estos ecosistemas forestales podrían ser factores como condiciones del suelo muy desfavorables, con

	N microbiano	Control	1987	1990	1994	1996	1998	2000
	Media (mg/kg)	173,99	50,59	19,56	40,4	45,11	26,21	52,01
	E.E.	26,59	3,77	2,01	3,86	6,33	2,17	3,39
	n	30	30	30	30	30	30	30
Sin Pendiente	Media (mg/kg)	258,39	46,37	18,59	34,61	63,99	23,18	54,34
	E.E.	32,54	5,07	2,4	3,8	7,27	2,78	5,05
	n	15	15	15	15	15	15	15
Con Pendiente	Media (mg/kg)	83,1	54,81	20,79	46,18	19,37	29,23	49,33
	E.E.	24,89	5,54	3,48	6,52	4,54	3,23	4,52
	n	15	15	15	15	15	15	15

Tabla 1. Medias y errores estándar de los valores de nitrógeno microbiano obtenidos para parcelas quemadas en diferentes años y sin quemar (control)

contenidos de materia orgánica muy bajos (de incluso un 5-6%) y poca capacidad de retención de humedad por su gruesa granulometría.

En cuanto a los resultados obtenidos para parcelas con pendiente y sin pendiente, se observa que la tendencia es similar, pero las diferencias entre los controles y las parcelas quemadas son mayores en las parcelas sin pendiente (Tabla 1).

Los resultados de los test de Tukey para comparaciones 2 a 2 muestran que la cantidad de Nitrógeno microbiano de las parcelas control es significativamente mayor que el obtenido en todas las demás (Figura 2). Sin embargo, si observamos por separado los resultados obtenidos para parcelas con y sin pendiente, observaremos que el efecto del fuego es más claro en las parcelas sin pendiente (Figuras 3 y 4). Los resultados muestran que el fuego reduce los niveles de Nitrógeno microbiano, pero en las parcelas con pendiente este efecto es menor. Esto quizá sea debido a que las parcelas con fuerte pendiente poseen bajísimas cantidades de materia orgánica y humedad en el suelo, que de por sí impiden el

desarrollo que las comunidades microbianas alcanzan en las parcelas sin pendiente.

Ciertos valores obtenidos en algunas muestras de parcelas con pendiente, podrían indicar que sólo es posible obtener valores altos en parcelas control, es decir, sin quemar (Figura 4). En todas las parcelas con pendiente existen ciertas microzonas en las que las condiciones no son tan desfavorables para el desarrollo de la comunidad microbiana (como zonas de poca pendiente o de acumulación de agua o materia orgánica); pero sólo si están en parcelas no quemadas se podría alcanzar este potencial desarrollo.

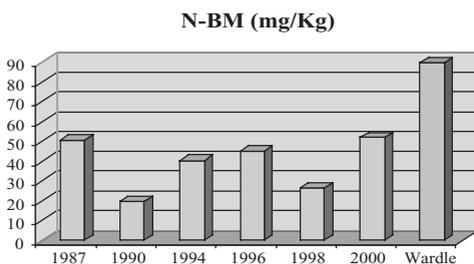


Figura 1. Media de la cantidad de nitrógeno en la biomasa microbiana del suelo descrita por Wardle y obtenida en nuestras parcelas quemadas los diferentes años

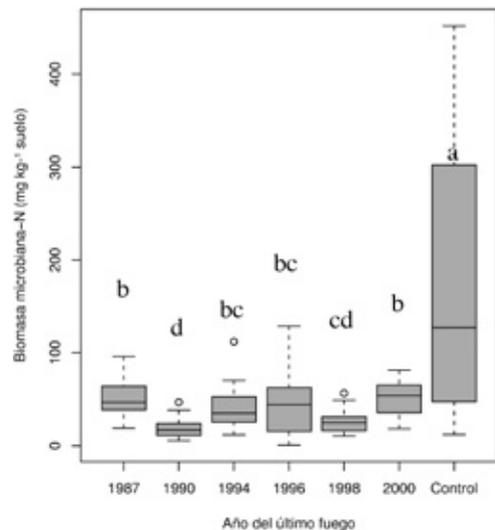


Figura 2. Cantidades de N microbiano obtenido en parcelas quemadas los diferentes años y sin quemar (Control). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$)

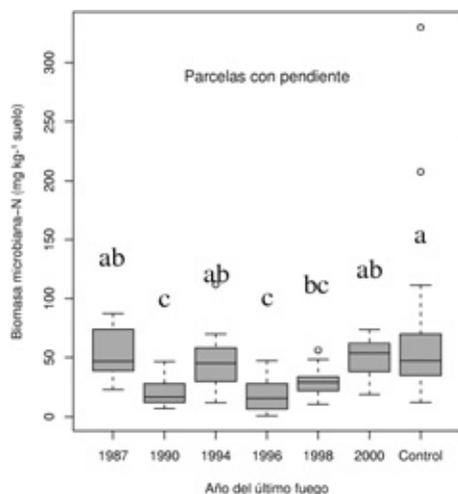


Figura 3. Cantidades de N microbiano obtenido en parcelas sin pendiente, quemadas los diferentes años y sin quemar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$)

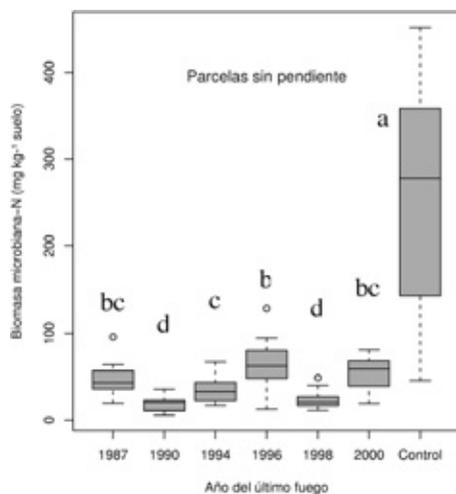


Figura 4. Cantidades de N microbiano obtenido en parcelas con pendiente, quemadas los diferentes años y sin quemar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$)

En contra de la hipótesis que sugería que las parcelas quemadas más recientemente tendrían menor cantidad de nitrógeno microbiano, no se ha observado una tendencia clara en este sentido. Esto quizá se deba a otros factores –como diferente severidad de los incendios o características edáficas de cada parcela– que hemos observado y que podrían estar influyendo. Consideramos necesario aislar estos factores, estudiarlos e introducirlos como covariables, lo que quizá aclararía los resultados.

CONCLUSIONES

1. Las parcelas no quemadas poseen mayor cantidad de Nitrógeno microbiano que las parcelas quemadas, en las que los valores son siempre muy bajos.
2. El efecto de los incendios forestales depende de la pendiente de las parcelas, ya que éste efecto se ve atenuado en parcelas con alta inclinación.

BIBLIOGRAFÍA

AHLGREN, I.F. & AHLGREN, C.E.; 1965. Effects of prescribed burnin on soil microorganisms

in a Minnesota jack pine forest. *Ecology* 46: 304-310.

BETREMIEUX, R.; LE BORGNE, E. & MONNIER, G.; 1960. Évolution de certaines propriétés de sol sous l'influence du chauffage. *C.R. Acad. Sci.* 251: 2753-2755.

DE BANO, L.F. & CONRAD, C.E.; 1978. The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59: 489-497.

BROOKES, P.C.; POWLSON, D.S. & JEKINSON, D.S.; 1982. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Biogeochemistry* 14: 319-329.

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.

HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. & REINHARDT, L.; 1997. Short-term effect of wild-fire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 25: 109-116.

KUTIEL, P. & NAVEH, Z.; 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant Soil* 104: 269-274.

- MONEY, H.A. & GULMON, S.L.; 1982. Constraints on leaf structure and function in relation to herbivory. *Bioscience* 32: 198-206.
- NARDOTO, G.B. & BUSTAMANTE, M.M. DA C.; 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in Savannas of Central Brasil. *Pesc. Agropec. Bras.* 8: 955-962.
- 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.
- SIMS, G.K.; ELLSWORTH, T.R. & MULVANEY, R.L.; 1995. Microscale determination of inorganic nitrogen in water and soil extracts. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 303-316.
- SINGH, J.S.; RAGHBANSHI, A.S.; SINGH, R.S. & SRIVASTAVA, S.C.; 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature* 338: 799-500.
- VALETTE, J.C.; GOMENDY, V.; MARÉCHAL, J.; HOUSSARD, C. & GILLON, D.; 1994. Heat transfer in the soil during very low-intensity experimental fires : the role of duff and soil moisture content. *Int. J. Wildland Fire* 44: 225-237.
- VITOUSEK, P.M. & HOWARTH, R.W.; 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.
- WARDLE, D.A.; 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol. Rev.* 67: 321-358.