

## **FLUJOS DE CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O EN UN SUELO FORESTAL DEL NORTE DE ESPAÑA BAJO DIFERENTES MANEJOS DE RESTOS DE CORTA**

P. Pérez-Batallón; G. Ouro; A. Merino y F. Macías

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela. 27002 Lugo (\*e-mail: amerino(lugo.usc.es)

### **INTRODUCCIÓN**

El metano, producido mayoritariamente en la degradación microbiana de compuestos orgánicos bajo condiciones anaeróbicas, es el segundo gas en importancia que interviene en el efecto invernadero del planeta. Su potencial de absorción de rayos infrarrojos procedentes de la tierra es 11 veces superior a la del CO<sub>2</sub>. Por este motivo, a pesar de su baja concentración en la atmósfera (1.7 ppm frente a 334 ppm de CO<sub>2</sub>), el CH<sub>4</sub> contribuye en aproximadamente 17 % al calentamiento actual del planeta (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1990).

Los suelos y sedimentos pueden actuar como importantes fuentes o sumideros de CH<sub>4</sub> atmosférico. Si bien el principal consumo de CH<sub>4</sub> tiene lugar por reacciones químicas en la troposfera, la oxidación por microorganismos en suelos aerobios representa el 18 % del CH<sub>4</sub> consumido (Crutzen, 1991). De hecho, trabajos recientes muestran que el incremento de este gas en la atmósfera, en torno al 1 % anual, puede estar parcialmente producido por un descenso de la capacidad de oxidación en los suelos (Ojima et al., 1993). El estudio de la dinámica de CH<sub>4</sub> en el suelo es reciente, por lo que la influencia de los factores que regulan los procesos de consumo y producción de este gas en el medio edáfico sólo se conocen de manera parcial. La reducción de la capacidad de oxidación CH<sub>4</sub> parece estar relacionada con algunas prácticas agrícolas, especialmente con el aporte de fertilizantes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, que parece ejercer un efecto inhibitorio sobre los organismos metanotrofos, y con la compactación del suelo, que reduce la difusión de CH<sub>4</sub> en el medio edáfico (Hütsch et al., 1994; Dobbie y Smith, 1996). Por otro lado, también se ha observado que la transformación de suelos forestales, que representan importantes sumideros de CH<sub>4</sub>, a cultivos reduce considerablemente esta

función (Dobbie y Smith, 1996; Priemé et al., 1997). En las plantaciones forestales explotadas intensivamente, durante la tala y preparación del terreno para la siguiente rotación, el suelo experimenta importantes modificaciones de las condiciones ambientales (humedad, temperatura) y de propiedades como porosidad, contenidos en materia orgánica y nutrientes (Munson et al., 1993; Merino et al., 1997), por lo que es previsible que estas modificaciones alteren la dinámica de CH<sub>4</sub> en el suelo. Este hecho puede tener importancia ya que una vez que se reduce la capacidad de oxidación de CH<sub>4</sub> en el suelo, este efecto persiste durante años (Hütsch et al., 1994; Priemé et al., 1997).

El N<sub>2</sub>O es también otro gas implicado en el efecto invernadero del globo. Se encuentra en la atmósfera con una concentración media de 350 ppb (que aumenta en 0.2- 0.3 % al año) y tiene un potencial de absorción de rayos infrarrojos 180 veces superior a la del CO<sub>2</sub>. Pero además, este gas también contribuye a la destrucción de la capa de ozono de la estratosfera (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1990). El N<sub>2</sub>O se produce de forma natural en los suelos a través de la nitrificación y la desnitrificación. Aunque el conocimiento sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O desde el suelo es todavía incompleto, diferentes estudios muestran que el manejo intensivo de los suelos es uno de los motivos del actual aumento del nivel de N<sub>2</sub>O en la atmósfera (Duxbury et al., 1993). Las labores que parecen incrementar la emisión de N<sub>2</sub>O desde el suelo son la adición de fertilizantes nitrogenados, el aporte de residuos de cosecha y el encalado (Brumme y Beese, 1992; Sitaula et al., 1995; Flessa y Beesse, 1995). Aunque el efecto de la tala y el manejo de residuos de corta sobre las emisiones de este gas se ha abordado en pocos trabajos, algunos estudios muestran que, debido a la mayor generación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo, estas labores pueden aumentar el potencial de desnitrificación (Robertson et al., 1987; Brumme, 1995). Además, algunos estudios indican que las pérdidas de N por este proceso pueden llegar a ser considerables, por lo que el aumento de la desnitrificación supondría una pérdida adicional de N en el suelo, con la consiguiente repercusión sobre la productividad vegetal (Robertson et al., 1987; Estavillo et al., 1994).

En un artículo anterior (Pérez-Batallón et al., 1998) se discutieron los efectos de la tala y labores de preparación del terreno sobre la descomposición, biomasa microbiana y emisión de CO<sub>2</sub>, lo que se relacionó con cambios de la temperatura y humedad del suelo. El presente trabajo aborda la influencia de las labores de preparación del suelo sobre la dinámica estacional de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en un suelo forestal del norte de la península Ibérica.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El diseño del experimento, así como las características del medio y las propiedades del suelo se detallaron en un trabajo previo (Pérez-Batallon et al. 1998). Brevemente, el estudio se llevó a cabo en una plantación de *Pinus radiata* de 25 años de edad, localizada en las proximidades de la ciudad de Lugo (Carballido). El suelo es un Cambisol húmico desarrollado sobre granodioritas, cuyas propiedades más destacables son la textura arenosa, el moderado contenido en materia orgánica en su horizonte mineral superior (3 %) y la reacción fuertemente ácida (pH en KCl, 3.2). Una parte de la plantación fue talada en noviembre de 1996, y en esta superficie se practicaron tres técnicas habituales de preparación del terreno: a) retirada de los residuos de tala (40 Mg ha<sup>-1</sup>) y del horizonte orgánico del suelo (20.4 Mg ha<sup>-1</sup>) (parcela L), b) incorporación de los residuos de tala y horizonte orgánico al horizonte mineral superior del suelo (20 cm) mediante fresado (parcela F) y c) acumulación de los restos de tala (parcela R). Paralelamente, en el interior de la plantación sin talar se estableció una parcela control (parcela P).

Para la determinación del NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, en cada parcela se tomaron 9 muestras de los 12 cm superiores del horizonte A, empleando un cilindro de acero inoxidable de 12 cm de largo y 50 mm de diámetro, que se agruparon para formar 3 muestras múltiples. Éstas se tamizaron en húmedo (2 mm) y posteriormente se realizó una extracción con KCl 2N, en una relación suelo:extracto de 1:2.5, durante 2 horas. Las determinaciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se realizó mediante métodos colorimétricos (Keeney y Nelson, 1982). Las determinaciones se efectuaron en torno al día 15 de cada mes.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O se determinaron utilizando la técnica de la cámara cerrada, descrita por Hutchinson y Mosier (1981). En cada parcela se insertaron en el suelo, hasta una profundidad de 2 cm, 3 aros de chapa galvanizada. En el momento de la toma de muestra sobre cada uno esos aros se ajustó herméticamente una cámara cerrada, construida también en chapa galvanizada (19.5 cm de alto y 29.5 cm de diámetro). El período de toma de muestra fue siempre de 30 minutos, tiempo suficientemente corto para no alterar las condiciones ambientales en el interior de la cámara, durante los cuales se tomaron cuatro muestras de gases a intervalos de 10 minutos. La toma de muestra se realizó siempre entre las 10:00 y 12:00 horas. La recogida de gases se realizó en frascos de vidrio de 60 mL de capacidad en los que previamente se había practicado el vacío. Las muestras de gases se analizaron por cromatografía de gases, empleando un detector de captura electrónica (ECD) para el N<sub>2</sub>O y un detector de ionización de llama (FID) para el CH<sub>4</sub>. Para ambos gases se utilizó una columna Porapak Q y N<sub>2</sub> como gas portador. Los flujos de ambos gases, expresados en mg ó µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, se calcularon

teniendo en cuenta los valores medios de las tres cámaras, las dimensiones de éstas y las correcciones correspondientes a la temperatura.

La temperatura del suelo (10 cm de profundidad) se midió durante todo el período de estudio cada dos horas, con un termistor conectado a un "data logger". La humedad del suelo (0-12 cm) se determinó por gravimetría los días de toma de muestras de gases y de suelo para análisis de nitrógeno mineral.

## RESULTADOS

En la [Figura 1](#) se muestran las evoluciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  en la capa superficial de 12 cm del suelo a lo largo del período de estudio. En todas las parcelas estudiadas la concentración de  $\text{NH}_4^+$  fue considerablemente superior a la de  $\text{NO}_3^-$ . Como puede observarse, las concentraciones de ambos iones aumentaron después de la tala, aunque el efecto varió con el tipo de manejo practicado. Las mayores concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  se encontraron siempre en la parcela donde se incorporaron los restos de corta (parcela F), mientras que las menores tuvieron lugar en la parcela sin talar (parcela P) y en la que se acumularon superficialmente los restos (parcela R). El aumento de  $\text{NO}_3^-$  también varió en función del tratamiento post-tala, y fue especialmente importante durante los meses de abril y mayo en la parcela donde se retiraron los residuos de corta (parcela L, [Figura 1b](#)).

Durante la mayor parte del período de estudio la parcela sin talar (parcela P) actuó, principalmente, como sumidero de  $\text{CH}_4$  ([Tabla 1](#); [Figura 2a](#)); tan sólo durante los meses de febrero y marzo, se observaron episodios de emisión. La tala y preparación del terreno produjeron alteraciones considerables en la dinámica de  $\text{CH}_4$  del suelo, aunque la respuesta fue muy variable en los diferentes tratamientos ([Tabla 1](#), [figura 2b, c y d](#)). En comparación a la plantación sin talar, en la parcela en la que se retiraron los residuos de corta (parcela L) el suelo aumentó considerablemente su capacidad de oxidación de  $\text{CH}_4$ . Por el contrario, la incorporación de restos de corta al horizonte mineral (parcela F) derivó en flujos positivos de  $\text{CH}_4$  durante la mayor parte del período de estudio. Por último, en la parcela donde se mantuvieron los residuos de tala sobre la superficie (parcela R) se puede distinguir un período inicial de 5 meses durante los cuales el suelo actuó mayoritariamente como emisor, seguido por otro en el que los flujos fueron próximos a 0.

En cuanto al óxido nitroso, en todas las parcelas estudiadas los flujos fueron siempre muy bajos, normalmente por debajo de  $100 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

(Figura 3) cercanos al límite de detección de la técnica empleada. La influencia del manejo forestal sobre este gas fue de menor importancia que en el caso de los otros gases. Tan solo se observaron ligeros aumentos en las parcelas donde se mantuvieron los restos de corta.

## DISCUSIÓN

### Amonio y nitrato

Los resultados de este trabajo muestran que la tala y el aporte de residuos de corta al suelo provocaron aumentos considerables del nivel de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo. Este efecto se ha observado también en otros trabajos (Philips y Goh, 1985; Vitousek y Matson, 1985) y parece que está relacionado con la mayor humedad del suelo después del aprovechamiento forestal, que favorece la mineralización de N en forma amoniacal. De hecho, los resultados de un trabajo anterior (Pérez-Batallón et al., 1998) mostraron que, después de la tala, el suelo experimentó aumentos importantes de la humedad, que se debieron a la mayor entrada de agua como resultado de la eliminación de la interceptación vegetal y al efecto de los residuos de corta, que reducen la evaporación y aumentan la retención de agua en el suelo (Tabla 1).

Estos resultados concuerdan con otros estudios realizados en suelos forestales de Galicia, en los que se aprecia una superior producción de  $\text{NH}_4^+$  frente a la de  $\text{NO}_3^-$  (González-Prieto et al., 1992). La mayor concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el suelo donde se retiraron los restos de tala puede atribuirse a la mayor potencialidad de nitrificación en el suelo como consecuencia de las condiciones de mayor aireación. Aunque la nitrificación está restringida por la acidificación del suelo (Vitousek y Matson, 1985), las elevadas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  encontradas en esta parcela muestran que el proceso todavía puede producirse bajo las condiciones fuertemente ácidas de este medio (pH en KCl, 3.3). Según Tamm (1991), debido a la micro/heterogeneidad de la acidificación en el suelo, la inhibición total de la nitrificación sólo se produce en condiciones de extrema acidez.

### Metano

El suelo bajo pinar se comportó fundamentalmente como sumidero para este gas. Esta capacidad de oxidación de metano también ha sido observada en otros suelos forestales de latitudes medias (Stuedler et al., 1989; Crill et al.,

1994; Dobbie and Smith, 1996) o boreales (Whalen y Reeburgh, 1990). Los valores de absorción bajo el suelo de pinar estudiado se encuentran en el rango encontrado en esos estudios, si bien se localizan entre los valores más bajos. Es posible que estas bajas tasas de oxidación de CH<sub>4</sub> se deban a algunas de las propiedades del suelo estudiado, como son la textura arenosa o la fuerte acidez, que pudieran limitar la población de microorganismos metanotrofos o su actividad. También puede influir la baja difusión que presenta este gas cuando el suelo tiene elevada humedad (Crill et al., 1994).

Los flujos de CH<sub>4</sub> en el suelo responden al balance entre los procesos de emisión y consumo que pueden tener lugar en diferentes profundidades del suelo. Estos procesos tienen un origen microbiológico y dependen del estado de oxidación del medio edáfico (Bouwman, 1990). En esta misma parcela, los niveles de CH<sub>4</sub> no se relacionaron ni con la humedad ni con la temperatura del suelo (se usaron tanto las medias mensuales y semanales, así como datos del momento de la toma de muestra). Sin embargo, la tasa de absorción de CH<sub>4</sub> por el suelo parece disminuir en los períodos de mayor humedad y menor temperatura ([Figura 2a](#)). Este comportamiento, observado también por Steudler et al. (1989) y Priemé y Christensen (1997), puede deberse a la menor actividad de las bacterias metanotrofas bajo estas condiciones, así como a la menor difusión de CH<sub>4</sub> desde la atmósfera como consecuencia de la humedad del suelo (Crill et al., 1994). Los niveles de CH<sub>4</sub>, sin embargo, se relacionaron con los de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el suelo ( $r= 0.90$ ), aunque cabe la posibilidad de que esta relación sea indirecta, puesto que ambos procesos, amonificación y generación de CH<sub>4</sub>, están favorecidos por condiciones de elevada humedad edáfica.

Después de la tala, la dinámica del CH<sub>4</sub> estuvo muy influenciada por el manejo de restos de corta. El aumento de la absorción de CH<sub>4</sub> en la parcela donde se retiraron los restos (parcela L) coincidió con menores valores de humedad del suelo y con potenciales de oxidación reducción más elevados (350-400 mV) en comparación con el resto de las parcelas (normalmente inferiores a 350 mV).

El aumento de la emisión de CH<sub>4</sub> en las dos parcelas en las que se mantuvieron los restos (parcelas F y R) debe relacionarse con la mayor disponibilidad de C junto a las condiciones de mayores temperatura y humedad del suelo que favorecen las condiciones de anaerobiosis. Algunos autores han descrito comportamientos similares después de la incorporación de residuos de cosecha a suelos de cultivo (Flessa y Beese, 1995) y de purines a prados (Chadwick y Pain, 1997).

No obstante, las elevadas concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en este suelo sugieren que parte de esta mayor emisión también podría deberse a la reducción de la capacidad de oxidación de CH<sub>4</sub> del suelo. Este efecto, observado en suelos

que han recibido aportes de fertilizantes nitrogenados orgánicos o inorgánicos (Hüstch et al., 1994; Flessa et al., 1995; Dobbie et al., 1996; Priemé y Christensen, 1997), se atribuye al efecto tóxico del  $\text{NO}_2^-$ , originado a partir de la oxidación de  $\text{NH}_4^+$ , sobre los microorganismos del suelo (King y Schnell, 1994). También se ha propuesto que las elevadas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo pueden conducir a una sustitución de las poblaciones metanotrofas por otras que actúen oxidando el  $\text{NH}_4^+$  y que se encuentren ocupando el mismo nicho (Hütsch et al., 1994).

Diferentes estudios realizados en condiciones controladas de laboratorio (Hüstch et al., 1996) revelan que los parámetros más relacionados con la dinámica del  $\text{CH}_4$  en el suelo son la temperatura, la humedad, el contenido de nitrógeno inorgánico y la biomasa microbiana. En este trabajo sólo se encontró una relación significativa en la parcela de incorporación mecánica de restos, donde el flujo de  $\text{CH}_4$  se relacionó ligeramente con el contenido en humedad del suelo ( $r = 0.62$ ,  $p < 0.05$ ). Otras investigaciones realizadas en condiciones de campo tampoco han encontrado relaciones significativas entre la dinámica de  $\text{CH}_4$  y los parámetros climáticos o edáficos (Dobbie y Smith, 1996), mientras que algunos trabajos han revelado relaciones positivas con la temperatura (Whalen y Reeburgh, 1990). Esta falta de correlación, frecuentemente observada en condiciones naturales, se atribuye al hecho de que el flujo de este gas está muy influenciado por procesos físicos de difusión a través del suelo, especialmente por la elevada humedad del suelo (Dueñas et al., 1994; Crill et al., 1994; Dobbie y Smith, 1996; Flessa et al., 1995).

## **Óxido nitroso**

En el presente estudio la emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en el suelo fueron siempre muy bajas, no apreciándose efectos importantes derivados de la tala o la preparación del terreno. Estos bajos niveles de emisión son característicos no sólo de los suelos forestales (Brume y Beese, 1992; Sitaula et al., 1995), sino también de suelos agrícolas o de pastos que no reciben aportes de fertilizantes nitrogenados (Flessa et al., 1995; Estavillo et al., 1994).

Los resultados de este trabajo concuerdan con los de Robertson y Tiedje (1984). Difieren en parte de los de Brumme (1995) y Robertson et al., (1987), quienes encontraron aumentos ligeros en la emisión de este gas a la atmósfera con posterioridad a la tala.

Estas distintas respuestas puede estar provocadas por las diferentes condiciones del suelo, que no sólo determinan los procesos de nitrificación y desnitrificación, sino que también modifican la proporción de los dos gases,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$ , que se producen durante el proceso. La desnitrificación se ve

favorecida cuando coinciden elevadas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ , condiciones de anaerobiosis y una fuente de C orgánico disponible (Aulakh et al., 1992). Según diferentes autores la desnitrificación puede producirse cuando la concentración de  $\text{NO}_3^-$  es superior a  $5 \text{ mg N kg}^{-1}$  (Ryden et al, 1986). De este modo, en los suelos de cultivo, con mayores valores de pH y contenidos en  $\text{NO}_3^-$ , los aumentos de  $\text{N}_2\text{O}$  que se producen después de la incorporación de residuos vegetales son superiores a los observados en suelos forestales (Flessa y Beese, 1995).

Como se observa en la [Figura 1b](#), las parcelas donde se mantuvieron los restos de corta (parcelas F y R) presentaron bajas concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ , lo que pudo limitar el potencial de desnitrificación en este suelo. Sin embargo, tampoco se observaron concentraciones significativas de  $\text{N}_2\text{O}$  en la parcela en la que se retiraron los restos de corta (parcela L), donde las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  fueron más elevadas. En este caso, es posible que la desnitrificación esté impedida por la textura arenosa del suelo, que favorece la aireación, así como por la menor disponibilidad de C, como consecuencia de la retirada de los residuos de corta. No obstante, debe considerarse también que bajo medios ácidos la desnitrificación se deriva fundamentalmente hacia la producción de  $\text{N}_2$  (no determinable con la técnica empleada) más que a la de  $\text{N}_2\text{O}$  (Aulakh et al., 1992). De este modo, mediante la técnica de incubación con acetileno, Robertson et al. (1987), mostraron que la desnitrificación que tiene lugar después de la tala se origina mucho más  $\text{N}_2$  que  $\text{N}_2\text{O}$ .

## CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo muestran que las labores de tala y preparación del terreno pueden alterar sensiblemente la dinámica de  $\text{CH}_4$  en los suelos forestales. En las condiciones estudiadas, la retirada de residuos de corta produce un aumento de la capacidad de absorción de  $\text{CH}_4$  por el suelo, mientras que la incorporación de éstos al horizonte mineral o su acumulación en superficie derivan en flujos positivos de este gas. Las diferentes respuestas parecen estar ligadas a los cambios temperatura, humedad, disponibilidad de C y contenido de  $\text{NH}_4^+$ .

En el suelo estudiado los flujos de  $\text{N}_2\text{O}$  fueron siempre muy bajos y no se observaron modificaciones producidas por las labores forestales. Esto parece indicar que en las condiciones de la experiencia el proceso de desnitrificación tuvo escasa importancia, aunque parte de este proceso pudo originar  $\text{N}_2$  a expensas de la de  $\text{N}_2\text{O}$ , lo que no pudo confirmarse con la metodología empleada.

## **AGRADECIMIENTOS**

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Dra. Socorro Seoane, del Departamento de Edafología de la Universidad de Santiago, por la revisión crítica del manuscrito.

El presente trabajo forma parte del proyecto financiado por la CICYT, "Procesos de Fijación de Carbono en Sistemas Superficiales del Noroeste de España: Elaboración de Estrategias de Reducción de CO<sub>2</sub> Atmosférico a través del Suelo y la Biomasa" (CLI95-1938-CO2-01).

## **REFERENCIAS**

- Aulakh, M. S.; Doran, J. W.; Mosier, A. R. (1992). Soil denitrification. Significance, measurement and effects of management. *Advances Soil Sci.* 18, 2-57.
- Bouwman, A. F. (1990). *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Brumme, R. (1995). Mechanism for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient. *Plant Soil* 168-169, 593-600.
- Brumme, R.; Beese, F. (1992). Effect of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from a temperate forest. *J. Geophys. Res.* 97, 12851-12858.
- Chadwick, D. R.; Pain, B. F. (1997). Methane fluxes following slurry applications to grassland soils: laboratory experiments. *Agric. Ecos. Environ.* 63, 51-60.
- Crill, P. M.; Matikainen, P. J.; Nykänen, H.; Silvola, J. (1994). Temperature and fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1331-1339.
- Crutzen, P. J. (1991). Methane's sink and sources. *Nature* 350, 380-381.
- Dobbie, K. E.; Smith, K. A. (1996). Comparison of CH<sub>4</sub> oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1357-1365.
- Dueñas, C.; Fernández, M. C.; Carretero, J.; Pérez, M.; Luger, E. (1994). Consumption of methane by soils. *Environ. Monitoring Assess.* 31, 125-130.

Duxbury, J. M.; Harper, L. A.; Mosier, A. R. (1993). Contribution of agroecosystems to global change. in Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. ASA Spec. Publ. 55. ASA, CSSA, and SSA, Madison, 1-18.

Estavillo, J. M.; Rodríguez, M.; Domingo, M.; Muñoz-Rueda, A.; González-Murua, C. (1994). Denitrification losses from natural grassland in the Basque Country under organic and inorganic fertilization. *Plant Soil* 162, 19-29.

Flessa, H.; Dörsch, P.; Beese, F. (1995). Seasonal variation of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100, 23115-23124.

Flessa, H.; Beese, F. (1995). Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1044-1051.

González-Prieto, S. J.; Villar, M. C.; Carballas, M.; Carballas, T. (1992). Nitrogen mineralization and its controlling factors in various kinds of temperate humid-zone soils. *Plant Soil* 144, 31-44.

Hutchinson, G. L.; A. E. Mosier (1981). Improved method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 311-316.

Hütsch, B. W.; Webster, C. P.; Powlson, D. S. (1994). Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH, and N fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1613-1622.

Hütsch, B. W.; Russell, P.; Mengel, K. (1996). CH<sub>4</sub> oxidation in two temperate arable soils as affected by nitrate and ammonium application. *Biol. Fertil. Soils* 23, 86-92.

Intergovernmental Panel on Climate Change (1990). Climate change. The IPCC scientific assessment. J. T. Houghton (Ed.). Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Keeney, D. R.; Nelson, D. W. (1982). Nitrogen- Inorganic forms, en *Methods of Soil Analysis, part 2, Chemical and microbiological properties*, Page, A. L.; Miller, R. H.; Keeney, D. R., eds. ASA y SSSA, Madison,. 643-645.

King, G.; Schnell, S. (1994). Effect of increasing atmospheric methane concentration on ammonium inhibition of soil methane consumption. *Nature* 370, 282-284.

Merino, A.; Edeso, J. M.; Gozález, M. J.; Marauri, P. (1997). Soil properties in a hilly area following diferent harvesting management practices. *For. Ecol. Manage.* (en prensa).

Munson, A. D.; Margolis, H. A.; Brand, D. G. (1993). Intensive silvicultural treatment: impacts on soil fertility and planted conifer response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57 246-255.

Ojima, D. S.; Mosier, A. R.; Parton, W. J.; Schimel, D. S.; Valentine, D. W. (1993). Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. *Chemosphere* 26, 675-685.

Pérez-Batallón, P.; Ouro, G.; Merino, A.; Macías, F. (1998). Descomposición, biomasa microbiana y emisión de CO<sub>2</sub> en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Edafología* (remitido).

Phillips, M. J.; Goh, K. M. (1985). Extractable soil nitrogen following clear-cutting and burning in a beech forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 1563-1568.

Priemé, A.; Christensen, S. (1997). Seasonal and spatial variation of methane oxidation in a Danish Spruce forest soil. *Soil Biol Biochem.* 29, 1165-1172.

Priemé, A.; Christense, S.; Dobbie, K.; Smith, K. (1997). Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1269-1273.

Robertson, G. P.; Vitousek, P. M.; Matson, P. A.; Tiedje, J. M. (1987). Denitrification in a clearcut Loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation in the southeastern US. *Plant Soil* 97,119.129.

Robertson, G. P.; Tiedje, J. M. (1984). Denitrification and nitrous oxide production in successional and old growth Michigan forests. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 383-389.

Ryden, J. C. (1983). Denitrification loss from grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.* 34, 355-365.

Sitaula, B. K.; Beakken, L.; Abrahamsen, G. (1995). CH<sub>4</sub> uptake by temperate forest soil: effect of N input and soil acidification. *Soil Biol. Biochem.* 27, 871-880.

Stuedler, P. A.; Bowden, R. D.; Melillo, J. M.; Aber, J. D. (1989). Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soil. *Nature* 341, 316-317.

Tamm, C. O. (1991). Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetation changes, and ecosystems stability. Springer-Verag, Nueva York.

Vitousek, P. M.; Matson, P. A. (1985). Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in a intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66, 1360-1376.

Whalen, S. C.; Reeburgh, W. S. (1990). Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature* 346, 160-162.

## Figuras y Tablas.

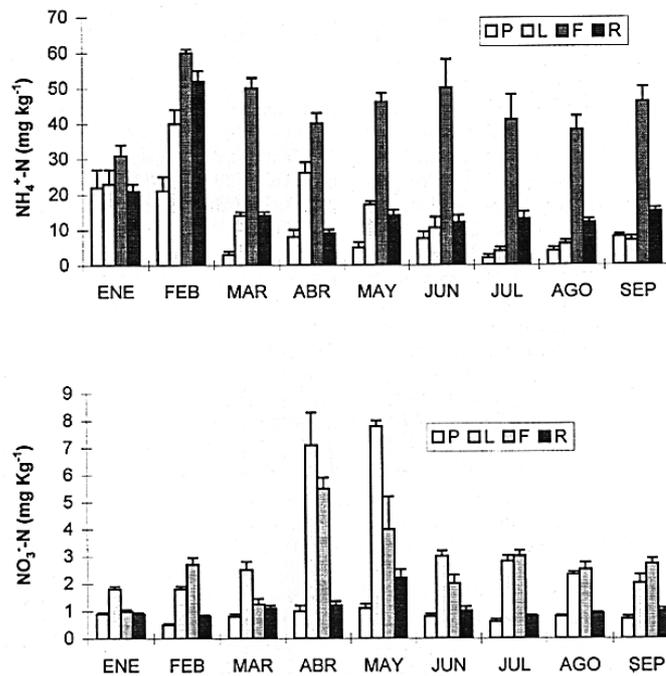


Figura 1. Evolución de las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  en el suelo a lo largo del período de estudio. Plantación madura sin talar (parcela P) y parcelas taladas en la que los restos de corteza y el horizonte orgánico se retiraron (L), se incorporaron al horizonte mineral superficial mediante fresado (F) o se dejaron sobre la superficie del terreno (R).

Tabla 1. Valores medios y rangos de temperatura, humedad, concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  y flujos de  $\text{CH}_4$  en el suelo. Plantación madura sin talar (parcela P) y parcelas taladas en la que los restos de corteza y el horizonte orgánico se retiraron (L), se incorporaron al horizonte mineral superficial mediante fresado (F) o se dejaron sobre la superficie del terreno (R).

Parcela	T (°C)	H (%)	$\text{NH}_4^+$ (mg N $\text{kg}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^-$ (mg N $\text{kg}^{-1}$ )	$\text{CH}_4$ ( $\mu\text{g C m}^{-2}\text{h}^{-1}$ )
P	14.0 (6.3-18.9)	15.5 (7.3-21.7)	11.6 (22.1-2.2)	0.8 (1.1-0.5)	-3.4 (-24.0-19.3)
L	16.7 (6.0-23.3)	16.6 (6.7-24.3)	21.8 (40.4-4.0)	3.4 (7.8-1.8)	-23.0 (-94.2-45.4)
F	15.8 (6.4-21.6)	23.9 (9.0-37.9)	44.0 (60.2-31.3)	1.2 (5.5-1.0)	11.3 (-49.7-36.0)
R	16.1 (6.3-21.7)	28.1 (9.1-36.0)	18.0 (52.1-9.2)	1.1 (2.2-0.8)	0.6 (-36.7-42.2)

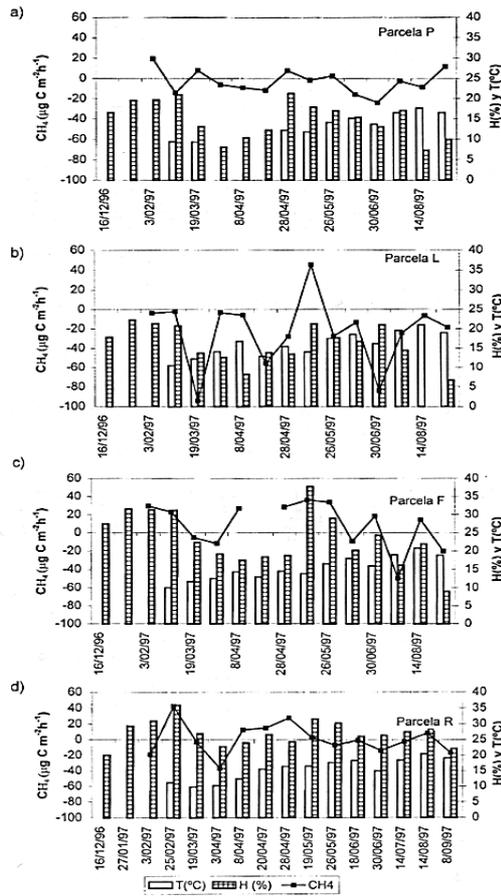


Figura 2. Flujos de CH<sub>4</sub> en el suelo forestal sin talar (parcela P) y después de tala con diferentes tratamientos con restos de tala (L, extracción de restos de tala; F, incorporación de restos a la horizonte mineral; R, acumulación de restos en superficie).

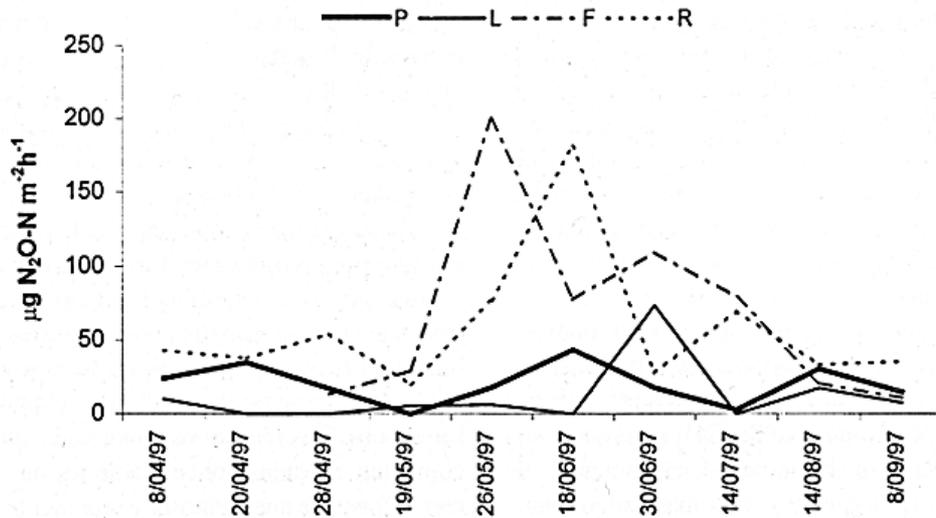


Figura 3. Flujos de N<sub>2</sub>O en el suelo forestal sin talar (parcela P) y después de tala con diferentes tratamientos con restos de tala (L, extracción de restos de tala; F, incorporación de restos a la horizonte mineral; R, acumulación de restos en superficie).