

LA BIOMASA MICROBIANA EN SUELOS DE MONTAÑA CON DIFERENTES USOS: UN ESTUDIO DE LABORATORIO

Microbial Biomass in Mountain Soils with Different Uses: a Laboratory Study

A. Cruz Ruiz^{1‡}, E. Cruz Ruiz¹, L. I. Aguilera Gómez², H. T. Norman Mondragón³, S. Franco Maass¹, G. Nava Bernal¹, L. Dendooven⁴ y B. G. Reyes Reyes¹

RESUMEN

El uso agrícola de los suelos del Parque Nacional Nevado de Toluca (PNNT), conlleva prácticas como la utilización creciente de agroquímicos. Para investigar el efecto de la aplicación de fertilizantes nitrogenados y biocidas de uso generalizado en la zona de estudio sobre la biomasa microbiana y la mineralización del carbono (C), se realizó una incubación de suelos del PNNT con diferentes usos: bosque (bajo la copa de oyamel (*Abies religiosa*)), destinados al pastoreo (pradera) y cultivado con maíz. Con los siguientes tratamientos: sulfato de amonio (585.36 kg ha⁻¹), urea (250 kg ha⁻¹), 2, 4-D (1 L ha⁻¹), captan (2 kg ha⁻¹) y suelos sin aplicación. La mineralización del C, el nitrógeno de la biomasa microbiana (NBM) y el carbono de la biomasa microbiana (CBM) se midieron a los 56 días de incubación. Los resultados mostraron que el cambio de uso de suelo de bosque a cultivo disminuye la biomasa microbiana, la proporción de CBM y NBM en los suelos de cultivo fue menor en más del 55% en comparación con los suelos de bosque. Los tratamientos 2, 4-D y captan dieron lugar al decremento significativo del CBM en los suelos de bosque, hasta en un 40 %, con respecto al suelo sin aplicación. La aplicación de captan favoreció el incremento del CBM en los suelos de pradera y cultivo. El NBM aumentó en los tres suelos con diferente uso al aplicar urea. La adición de sulfato de amonio, urea, 2, 4-D amina o captan causa efectos diferenciados en

los suelos de bosque, pradera y cultivo indicando que el impacto de los biocidas y fertilizantes está relacionado con la degradación de los mismos.

Palabras clave: cambio de uso de suelo, fertilizantes nitrogenados, biocidas.

SUMMARY

The agricultural use of soil of Parque Nacional Nevado de Toluca (PNNT), involves farming practices such as the growing use of agrochemicals. To investigate the influence of widespread application of nitrogen fertilizers and biocides in the area, a study was conducted on microbial biomass and mineralization of carbon (C). PNNT soils used for different purposes were incubated: forest soil under oyamel (*Abies religiosa*) canopy (forest), soil under grassland for grazing livestock (grassland) or soil cultivated under maize (cultivated). The soils were amended with ammonium sulfate (585.36 kg ha⁻¹) (ammonium treatment), urea (250 kg ha⁻¹) (urea treatment), 2, 4-D (1 L ha⁻¹) (2, 4-D treatment), captan (2 kg ha⁻¹) (captan treatment) and soil with no amendment. Mineralization of C, nitrogen microbial biomass (NMB) and carbon microbial biomass (CMB) were measured after 56 days of incubation. The results showed that forest to agricultural land use change reduces the proportion of CMB, and NMB in agricultural soils was 55% lower than in forest soils. The 2, 4-D and captan treatments significantly decreased CMB in forest soils; it was almost 40% less than that in soil without amendment. Captan treatment increased CMB in grassland and cultivated soils. The urea treatment increased NMB in three soils with different use. Addition of sulfate of ammonium, urea, 2, 4-D amine or captan caused differentiated effects on soils of forest, grassland and cultivation, indicating that the impact of the biocides and fertilizers is related to degradation.

Index words: land use change, nitrogen fertilizers, biocides.

¹ Instituto de Ciencias Agropecuaria y Rurales UAEMex. Carretera Toluca-Atzacomulco km 14.5. 50000 Toluca, México.

² Facultad de Ciencias, ³ Facultad de Ciencias Agrícolas, UAEMex. Carretera Toluca-Ixtlahuaca kilómetro 15.5, El Cerrillo, Piedras Blancas. 50200 Toluca, México.

[‡] Autor responsable (acr1010@hotmail.com)

⁴ Departamento de Biotecnología y Bioingeniería del CINVESTAV del IPN. Av. Instituto Politécnico Nacional 2508, Col. San Pedro Zacatenco. 07360 México, D. F.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de montaña se caracterizan por su biodiversidad y constituyen el 26% de la superficie forestal mundial (CDS, 2008). América Latina y el Caribe, junto con África, están perdiendo a un ritmo acelerado la biodiversidad y los hábitats que se encuentran en sus bosques de montaña (FAO, 2007), como consecuencia de la degradación provocada por la deforestación, el pastoreo extensivo, los incendios y el cambio de uso del suelo (Montaño-Arias *et al.*, 2001; FAO, 2007). En 2004, la deforestación y el cambio de uso del suelo aportaron el 18% de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, lo que incidió en el cambio climático a nivel mundial (Stern, 2006). Razón por la cual es urgente el restablecimiento de los bosques degradados y la ordenación forestal sostenible. Un estudio reciente apunta que la retención de carbono mediante el mantenimiento y el restablecimiento de los bosques puede ser más eficaz para reducir las emisiones de dióxido de carbono que la utilización de las mismas tierras para producir biocombustible con el propósito de sustituir los combustibles fósiles (Righelato y Spracklen, 2007).

El uso agrícola de los suelos del Parque Nacional Nevado de Toluca (PNNT) que realizan los campesinos, en él asentados, conlleva prácticas de cultivo como el barbecho y la aplicación creciente de fertilizantes, fungicidas y herbicidas (Tan, 2000). Estas prácticas modifican propiedades del suelo, como la estabilidad de los agregados y el contenido de materia orgánica; lo cual influye, a su vez, en el tamaño, composición y actividad de la biomasa microbiana (Elliot *et al.*, 1996; Rath *et al.*, 1998; Jones y Ananyeva, 2001; Genxu *et al.*, 2004; Mc Kinley *et al.*, 2005; Geissen *et al.*, 2006) y sobre la fertilidad y productividad del suelo (Smith y Paul, 1990; Doran y Parkin, 1994; Webster *et al.*, 2001; Andrew *et al.*, 2004); no obstante, estudios relacionados con la modificación de la biomasa microbiana en suelos de montaña con diferentes usos, ubicados a una latitud mayor que tres mil metros, son escasos.

El objetivo de este trabajo fue: conocer el comportamiento de la biomasa microbiana y la mineralización del carbono en suelos adyacentes al Parque Nacional Nevado de Toluca, con diferentes usos (bosque, pradera y cultivo) y con adición de diferentes agroquímicos, en condiciones de laboratorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, en la provincia fisiográfica Sistema Volcánico Transversal (18° 59' y 19° 13' N, 99° 37' y 99° 58' O). El clima predominante es templado, subhúmedo con lluvias en verano C (w2) (w) b (i''), con una temperatura promedio que oscila entre los 13.5 y 30.1 °C. La precipitación total anual es de 800 mm. Los suelos pertenecen a las subunidades Regosol éutrico y Andosol úmbrico y háplico (Vargas, 1997; Martínez y Vicencio, 1998). Dos comunidades fueron seleccionadas para realizar la colecta de las muestras de suelo. Se tomó como base de selección la altitud de las mismas, con el fin de captar las variaciones de la biomasa microbiana. La primer comunidad se llama Rosa Morada y la segunda Dilatada, ubicadas a una altitud de 3000 y 3290 m, respectivamente. Las muestras de suelo se tomaron, por triplicado a una profundidad de 0-10 cm, en suelos con diferente uso: cultivado con maíz, bosque [bajo la copa de oyamel (*Abies religiosa*)] y pradera natural. Las muestras de suelo de pradera y cultivo se tomaron en zig-zag con una pala recta, cada muestra compuesta se formó con 15 submuestras. En el caso del suelo de bosque se realizaron los siguientes pasos: primero, se identificaron tres árboles con altura y grosor de tronco semejantes, que no estuvieran alejados entre sí más de 100 m; una vez identificados, con una pala recta se tomaron cuatro submuestras de suelo a un metro de distancia de cada árbol seleccionado, en direcciones perpendiculares orientadas hacia los puntos cardinales; finalmente, las submuestras de cada uno de los árboles se mezclaron para obtener una muestra compuesta (Reyes *et al.*, 2003). Las muestras se secaron a la sombra y a temperatura ambiente (18±2 °C); una vez secas, se molieron con un mazo de madera, se homogeneizaron y se hicieron pasar por un tamiz de acero inoxidable (malla 10) con abertura de 2 mm de diámetro y se almacenaron en bolsas de plástico a temperatura ambiente (±18 °C) en oscuridad, hasta su caracterización.

El contenido de humedad se determinó de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) y la capacidad de retención de agua (CRA) como lo establece Reyes *et al.* (2003), se calcularon por gravimetría. El contenido de nitrógeno total se determinó por el método de Kjeldahl (Bremner, 1996) y el de materia

orgánica del suelo (MOS), con el método de Walkley y Black modificado (Nelson y Sommers, 1996).

Determinación de la Respiración Basal

Para estimar la respiración basal se determinó la mineralización del carbono (C), se pesaron porciones de 30 g de cada una de las muestras y se colocaron en frascos transparentes de 100 ml, se les agregó agua destilada para alcanzar el 40% de su CRA y se preincubaron por 7 días a temperatura ambiente (18 ± 2 °C). Al término de la preincubación, se aplicaron los siguientes tratamientos, por triplicado: sin aplicación, sulfato de amonio ($585.36 \text{ kg ha}^{-1}$), urea (250 kg ha^{-1}) 2, 4-D amina (marca Dow Agrosiences: 1 L ha^{-1}) y captan (50 PH marca Bayer: 2 kg ha^{-1}). Cada uno de los frascos se colocó dentro de un tarro de vidrio ámbar, con capacidad de 1 L, dentro del cual se depositaron, en forma previa, 10 mL de agua y un frasco gotero de 50 mL con 20 mL de NaOH 1 N. Los tarros se cerraron herméticamente y se incubaron a temperatura ambiente (18 ± 2 °C), en obscuridad durante 56 días. Para evitar anaerobiosis, los frascos se destaparon durante 10 min cada tercer día.

Al concluir el periodo de incubación se tomaron tres alícuotas de 5 mL de NaOH 1 N, de cada uno de los frascos gotero, previamente incubados, incluyendo los blancos, y se transfirieron a matraces Erlenmeyer de 125 mL. Con agua destilada se ajustó el volumen a 50 mL, aproximadamente, y se tituló con HCl 0.01N utilizando fenolftaleína como indicador (Jenkinson y Powelson, 1976). La cantidad de CO_2 producido se obtuvo con la fórmula de Stotzky (1965). Para obtener la tasa de mineralización, el total de C- CO_2 acumulado se dividió entre los 56 días de incubación transcurridos.

Determinación de la Biomasa Microbiana

Tres submuestras de 20 g de cada sitio y tratamiento se extrajeron con 80 mL de K_2SO_4 0.5 M (suelo no fumigado). Tres submuestras de 20 g de suelo se fumigaron por 30 min con cloroformo libre de etanol en la oscuridad a 22 °C y extraído con 80 mL de K_2SO_4 0.5 M (Müller *et al.*, 1992). La biomasa microbiana (carbono biomasa microbiana y nitrógeno biomasa microbiana) se determinó en los extractos de suelos (Jenkinson y Powelson, 1976), fumigados y no fumigados (Müller *et al.*, 1992; Joergensen, 1995). La diferencia entre las concentraciones de C orgánico cuantificados

en los extractos de un mismo suelo, fumigado y no fumigado, multiplicada por 2.64 permitió calcular el CBM (Vance *et al.*, 1987); para obtener el NBM se multiplicó la diferencia del N reactivo a la ninhidrina en un mismo suelo, fumigado y no fumigado, por 4.6 (Ocio *et al.*, 1991).

La concentración de carbono orgánico se determinó, por triplicado, en los extractos de los distintos tratamientos, fumigados y no fumigados, como lo establecen Vance *et al.* (1987) y Müller *et al.* (1992). Asimismo, la concentración de nitrógeno reactivo a ninhidrina en los extractos de suelos, fumigados y no fumigados, se obtuvo con el método propuesto por Joergensen y Brookes (1990), Carter (1991) y Ocio *et al.* (1991).

Los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de varianza, mediante el paquete estadístico STATGRAPHICS® plus (1995). Se empleó la prueba de comparación del Método de la mínima diferencia significativa (LSD) para evaluar la diferencia entre las medias de los tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Capacidad de Retención de Agua, Materia Orgánica y Nitrógeno de los Suelos

Los suelos con cultivo de maíz presentaron los valores significativamente más bajos ($P < 0.05$), tanto en su capacidad para retener agua (CRA), como en su proporción de N y MOS (Cuadro 1) en comparación a los otros usos de suelo. La diferencia en el porcentaje de MOS fue 2.3 veces menor en los suelos bajo cultivo, en comparación con los suelos de bosque. En los suelos de pradera se encontró que los contenidos de MOS y N estaban

Cuadro 1. Valores promedio[†] de características fisicoquímicas de suelos con diferentes usos del Parque Nacional Nevado de Toluca, México.

Uso del suelo	Capacidad de retención de agua	Materia orgánica	Nitrógeno total
	- - - - - % - - - - -		
Bosque	44.9a	27.08a	0.55a
Pradera	40.8a	18.25b	0.42b
Cultivo	31.7b	11.94c	0.29c

[†] Cada valor es el promedio de nueve determinaciones. Valores en la misma columna con letras iguales son estadísticamente semejantes ($P < 0.05$).

significativamente disminuidos, en comparación con los suelos de bosque; sin embargo, según los criterios de SEMARNAT (2002) el contenido de MO en ambos suelos puede considerarse como muy alto. Wang *et al.* (2004), mencionan que después de varios años de cultivo, la cantidad de MOS disminuye. La conversión de suelos de bosque a suelos de cultivo conduce a una reducción del contenido de MOS (Mann, 1986; Reyes *et al.*, 2002), ya que, la labranza afecta el tamaño de los reservorios de MOS (Nissen y Wander, 2003).

En el caso del N, en este estudio la concentración fue estadísticamente diferente ($P < 0.05$) entre los suelos con diferentes usos (valores promedio entre 0.29 y 0.55 %). El contenido de nitrógeno total (N) se encontró significativamente disminuido en el suelo de cultivo en comparación con el suelo de pradera y bosque, el resultado es congruente con el hallazgo de Yang *et al.* (2008), quienes indican que existen pérdidas de nitrógeno cuando el suelo de bosque de montaña es destinado a diferentes usos.

Carbono Biomasa Microbiana

La proporción de carbono biomasa microbiana (CBM) en los suelos de bosque fue significativamente mayor ($P < 0.05$) con respecto a los otros usos de suelo (Figura 1).

Esta diferencia esta relacionada con el contenido de MOS ($r = 0.22$), como lo menciona Tan (2000). Asimismo, en la Figura 1 se observa que el contenido promedio de CBM en suelos de pradera es mayor al encontrado en los suelos con cultivo. Lo anterior se debe a que las poblaciones microbianas y su actividad son mayores en suelos no labrados que en suelos con agricultura convencional (Smith y Conen, 2004). Por otra parte, la baja concentración de CBM en los suelos de cultivo puede atribuirse a un decremento en la disponibilidad de carbono y nitrógeno en la MOS, como consecuencia de la acelerada mineralización de la misma y la lixiviación de nutrientes minerales, procesos que son favorecidos por la destrucción de los agregados del suelo (Gregorich *et al.*, 1997; Brady y Weil, 1999; Chaplot *et al.*, 2005).

Cuando se aplicó sulfato de amonio y urea se observó, en general, una disminución del CBM (Figura 1). Lo anterior se debe a que existe una modificación de la comunidad microbiana, lo que concuerda con las observaciones de Böhme *et al.* (2005), quienes reportaron efectos negativos de los fertilizantes nitrogenados. En cambio, cuando se adicionaron biocidas se tuvieron efectos dispares (Figura 1). En los tres suelos con diferentes usos, el tratamiento 2, 4-D amina provocó un decremento del CBM en comparación con los suelos sin aplicación, lo anterior puede deberse al

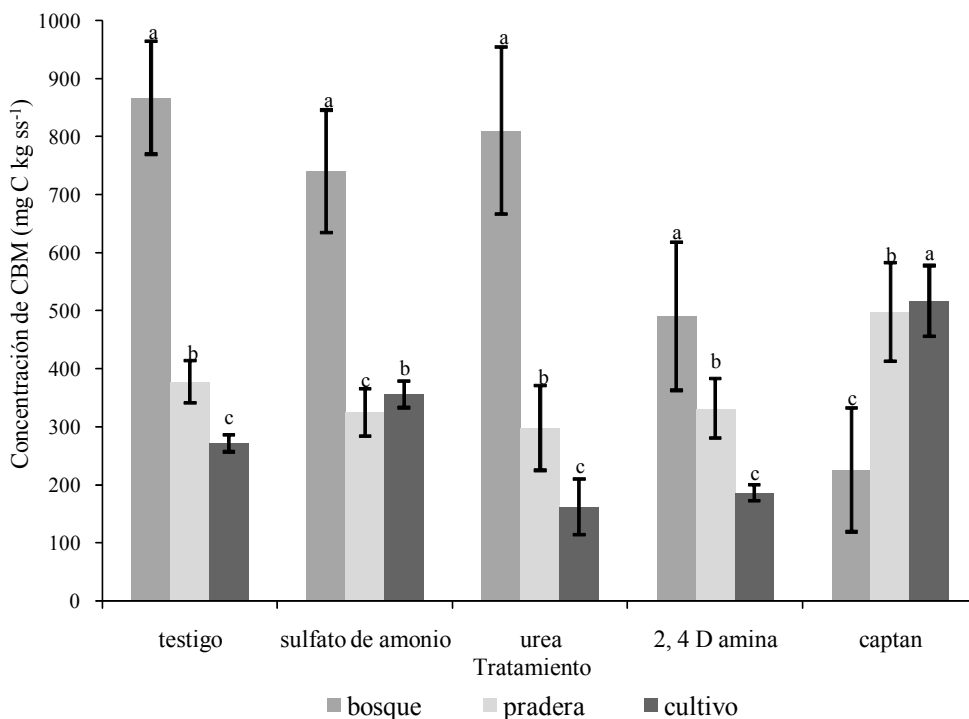


Figura 1. Concentración de carbono biomasa microbiana (CBM) en suelos con diferentes usos del Parque Nacional Nevado de Toluca, bajo diferentes tratamientos ($n = 9$), incubados 56 días a $18 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$. Las letras diferentes en la misma clase de agregados indican diferencias significativas con $P < 0.05$.

efecto tóxico de este agroquímico sobre los microorganismos del suelo, al respecto Joshi y Deep (2008), señalaron que este herbicida interfiere en la densidad poblacional bacteriana y fúngica. En el tratamiento con captan se observó un incremento significativo ($P < 0.05$) del CBM en los suelos de pradera y bajo cultivo, y una disminución del 75% en suelos de bosque. Siendo los hongos la población predominante en suelos de bosque, lo anterior puede ser consecuencia del efecto fungicida del captan sobre la comunidad microbiana, su CBM se ve notablemente disminuido (Vyas, 1988).

Nitrógeno Biomasa Microbiana

La concentración de nitrógeno biomasa microbiana (NBM), en los suelos de bosque (Figura 2) fue significativamente mayor ($P < 0.05$) que en los suelos de pradera y con cultivo. Prasad *et al.* (1995), mencionan que la conversión del bosque a diversos usos del suelo lleva a la pérdida del NBM del mismo. Asimismo, la urea modificó la proporción de NBM, de manera significativa ($P < 0.05$), en los distintos suelos que se estudiaron. Este resultado puede atribuirse a la hidrólisis de la urea en suelos forestales; además, del efecto que tiene en el aumento del número y actividad de los microorganismos heterotróficos (Stotzky y Bollag, 1996). Cuando se aplicó 2, 4-D amina el NBM en suelos de bosque y pradera fue mayor que en el suelo sin

aplicación; no así en los suelos bajo cultivo (Figura 2). Los incrementos observados en los suelos de bosque y de pradera pueden atribuirse a la utilización de 2, 4-D amina como fuente de energía por los microorganismos, lo que causa un incremento en su actividad. Al respecto Schinner *et al.*, (1983), identificaron que la aplicación de dicho herbicida causa un incremento en la actividad microbiana debido a la resistencia o adaptación de los microorganismos. La adición de captan incrementó significativamente ($P < 0.05$) el contenido de NBM en los suelos de bosque, pradera y con cultivo en relación a los suelos sin aplicación. El efecto hace suponer, por una parte, la modificación de la comunidad microbiana como consecuencia del daño provocado por el captan sobre las poblaciones fúngicas y la proliferación de bacterias y, por otra, la utilización del fungicida como sustrato (Vyas, 1988). Los resultados obtenidos son contrarios a los hallazgos de Chen *et al.* (2001), quienes encontraron menor proporción de NBM en los suelos tratados con captan, que en los suelos sin tratar.

Tasa de Mineralización de Carbono

Se identificaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en la tasa de mineralización (t_m) de carbono en los suelos sin aplicación; el valor mayor correspondió a los suelos de bosque y el menor a los suelos bajo cultivo (Figura 3). La magnitud de la t_m de C, en los suelos en estudio,

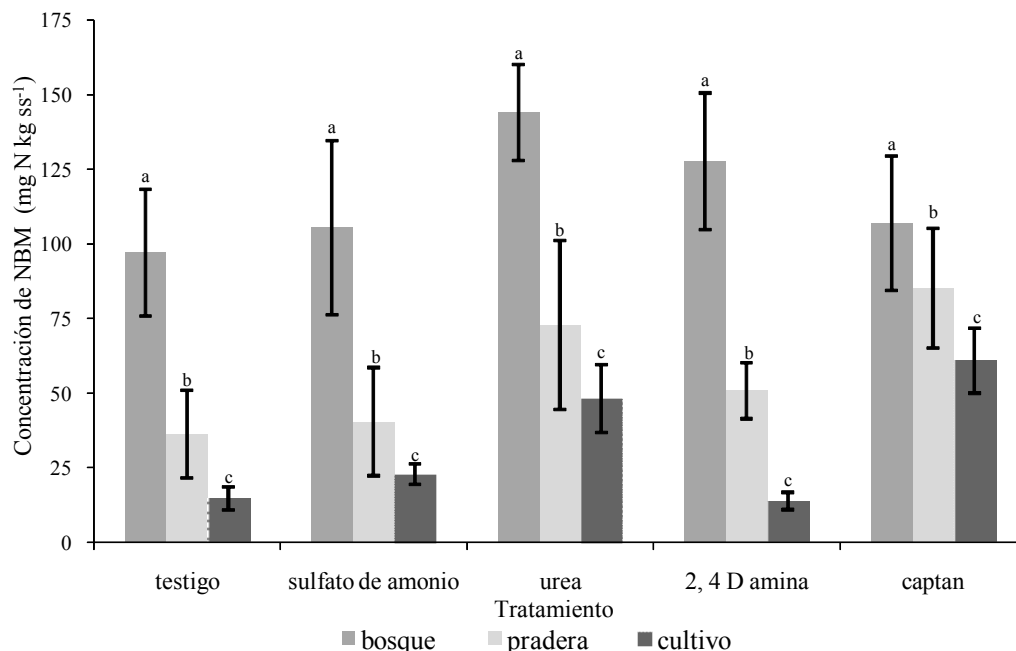


Figura 2. Concentración de nitrógeno biomasa microbiana (NBM) en suelos con diferentes usos del Parque Nacional Nevado de Toluca, bajo diferentes tratamientos ($n = 9$), incubados 56 días a $18 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2$. Las letras diferentes en la misma clase de agregados indican diferencias significativas con $P < 0.05$.

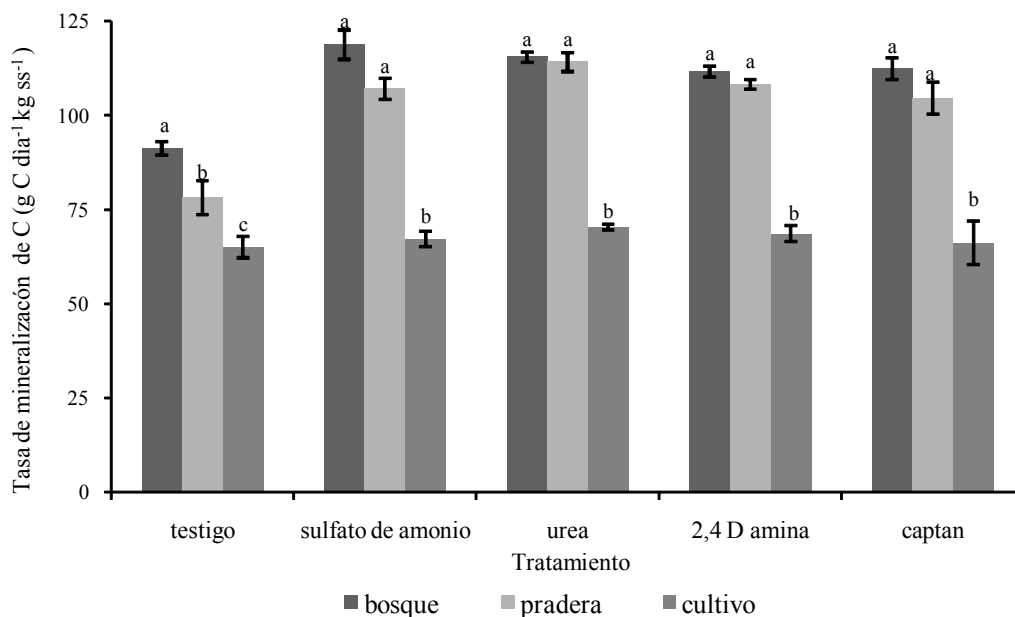


Figura 3. Tasa de mineralización de carbono en suelos con diferentes usos del Parque Nacional Nevado de Toluca, durante 56 días y bajo diferentes tratamientos. Las letras diferentes en la misma clase de agregados indican diferencias significativas con $P < 0.05$.

el indicador del estado biológico de los suelos (Nannipieri *et al.*, 1990) se conservó como bosque mayor que pradera, pradera mayor que cultivo, con los diferentes tratamientos. Los cuatro tratamientos provocaron que la t_m del C se incrementara significativamente ($P < 0.05$) en los suelos de bosque y pradera con respecto al suelo sin aplicación; pero no en los suelos con cultivo. En concordancia con Meng *et al.* (2005), el aumento en la t_m de C fue mayor en los suelos con fertilizantes que en aquellos con biocidas; sin embargo, la diferencia entre los tratamientos no fue significativa ($P > 0.05$). Schinner *et al.* (1983) y Chen *et al.* (2001), obtuvieron resultados similares y los atribuyeron al efecto de los fungicidas sobre las poblaciones de hongos y sobre la actividad de ciertos grupos de hongos, lo que genera una reducción en la respiración y en la biomasa microbiana activa (West *et al.*, 1986); por otra parte, los microorganismos muertos por los biocidas servirían de sustrato a los organismos que sobrevivan.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos, en este trabajo, en relación a las características biológicas de los suelos, señalan que la aplicación de fertilizantes nitrogenados (sulfato

de amonio y urea), al igual que la adición de los biocidas (2, 4-D amina y captan), en suelos de bosque y pradera, del Parque Nacional Nevado de Toluca, alteran significativamente la actividad microbiana del suelo y favorecen la pérdida del carbono almacenado en los suelos de estos ecosistemas. La tasa de mineralización de C se mantiene estable con la adición de urea, sulfato de amonio, 2, 4-D amina y captan en suelos con cultivo de maíz, degradados por el laboreo. La biomasa microbiana [(carbono de la biomasa microbiana (CBM) y nitrógeno de la biomasa microbiana (NBM)] es afectada negativamente por la conversión de suelos de bosque a tierras de cultivo, por lo anterior tanto CBM y NBM pueden ser utilizadas como un indicador del estado de degradación de los suelos de bosque de montaña.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la beca otorgada para acceder a los estudios de postgrado. A la Universidad Autónoma del Estado de México por el apoyo financiero para la realización de este trabajo, integrado al proyecto UAEMEX 2341/2006U. Al Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR-UAEMex), en cuyos laboratorios se efectuó el trabajo experimental.

LITERATURA CITADA

- Böhme, L., U. Langer, and F. Böhme. 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109: 141-152.
- Brady, N. C. and R. Weil. 1999. *The nature and properties of soils.* Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Bremner, J. M. 1996. Nitrogen-Total. pp. 1085-1122. *In:* D. L. Sparks (ed.). *Methods of soil analysis Vol. III, Chemical methods.* ASA-SSSA. Madison, WI, USA.
- Carter, M. R. 1991. Ninyhydrin-reactive N released by the fumigation-extraction method as a measure of microbial biomass under field conditions. *Soil Biol. Biochem.* 23: 139-143.
- CDS (Comisión sobre el Desarrollo Sostenible). 2008. Sinopsis de los progresos hacia el desarrollo sostenible: examen de la ejecución del Programa 21, del Plan para su ulterior ejecución y del Plan de Aplicación de las Decisiones de Johannesburgo, ONU Informe E/CN.17/2008/16-18, [http://daccessdds.un.org/doc/UNDOC/GEN/N08/229/95/ \(Consulta: abril 27, 2009\).](http://daccessdds.un.org/doc/UNDOC/GEN/N08/229/95/ (Consulta: abril 27, 2009).)
- Chaplot, V., C. Rumpel, and C. Valentín. 2005. Water erosion impact on soil and carbon redistributions within uplands of South East Asia. *Glob. Biochem. Cycles* 19: 20-32.
- Chen, S. K., C. A. Edwards, and S. Subler. 2001. Effects of the fungicides benomyl, captan and chorothalonil on soil microbial activity and nitrogen dynamics in laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1971-1980.
- Doran, J. W. and T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. pp. 3-21. *In:* J. W. Doran *et al.* (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment.* Spec. Publ. No. 35. ASA-SSSA. Madison, WI, USA.
- Elliot, L. F., J. M. Lynch, and R. I. Pappendick. 1996. The microbial component of soil quality. pp. 1-21. *In:* G. Stotzky and J. M. Bollag (eds.). *Soil Biochemistry.* Vol 9. Marcel Dekker. New York, NY, USA.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2007. *Situación de los bosques del mundo,* FAO. Roma, Italia.
- Geissen, V. and G. Morales Guzman. 2006. Fertility of tropical soils under different land use systems-a case study of soils in Tabasco, México. *Appl. Soil Ecol.* 31: 169-178.
- Genxu, W., M. Haiyan, Q. Ju, and C. Juan. 2004. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China. *Soil Use Manage.* 20: 32-39.
- Gregorich, E. G. and M. R. Carter. 1997. *Soil quality for crop production and ecosystem health.* Developments in Soil Science 25. Elsevier. Amsterdam, Netherland.
- Jenkinson, D. S. and D. S. Powelson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-I. Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.* 8: 167-177.
- Joergensen, R. G. 1995. The fumigation incubation method. pp. 376-381. *In:* K. Alef and P. Nannipieri (eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry.* Academic Press. Londres, Inglaterra.
- Joergensen, R. G. and P. C. Brookes. 1990. Ninyhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 K₂SO₄ soil extracts. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1023-1027.
- Jones, W. J. and N. D. Ananyeva, 2001. Correlations between pesticide transformation rate and microbial respiration activity in soil of different ecosystems. *Biol. Fertil. Soils* 33: 477-483.
- Joshi, N. and D. Gupta. 2008. Soil mycofloral responses following exposure to 2, 4-D. *J. Environ Biol.* 29: 211-214.
- Mann, L. K. 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Sci.* 142: 279-288.
- Martínez, A. G. y M. Vicencio. 1998. *Almoloya de Juárez: Monografía Municipal.* Instituto Mexiquense de Cultura, Asociación Mexiquense de Cronistas Municipales, A. C. Estado de México, México.
- Meng, L., W. Ding, and Z. Cai. 2005. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biol. Biochem.* 37: 2037-2045.
- Montaño Arias, N. M., V. Quiroz García y G. Cruz Flores. 2001. Colonización micorrízica arbuscular y fertilización mineral de genotipos de maíz y trigo cultivados en un Andisol. *Terra* 19: 337-344.
- Müller, T., R. G. Joergensen and B. Meyer. 1992. Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by the fumigation-extraction. *Soil Biol. Biochem.* 24: 179-181.
- Nannipieri, P., S. Grego, and B. Ceccanti. 1990. Ecological significance of the biological activity in soils. pp. 293-355. *In:* J. M. Bollag and G. Stotzky (eds.). *Soil Biochemistry.* Vol. 6 Marcel Dekker. New York, NY, USA.
- Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. pp. 961-1010. *In:* D. L. Sparks (ed.). *Methods of soil analysis.* Vol. III. Chemical methods, American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- Nissen, T. and M. Wander. 2003. Management and soil-quality effects on fertilizer-use efficiency and leaching. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1524-1532.
- Ocio, J. A., P. C. Brookes, and D. S. Jenkinson. 1991. Field incorporation of straw and its effect on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biol. Biochem.* 23: 171-176.
- Prasad, P., S. Basu, and N. Behera. 1995. A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and cropfield from Eastern India. *Plant Soil* 175: 85-91.
- Rath, A. K., B. Ramakrishnan, A. K. Rath, S. Kumaraswamy, K. Bharati, P. Singla, and N. Sethunathan. 1998. Effect of pesticides on microbial biomass of flooded soil. *Chemosphere* 37: 661-671.
- Reyes-Reyes, B. G., E. Zamora, M. L. Reyes-Reyes, J. T. Frías, V. Olalde, and L. Dendooven. 2003. Descomposición de leaves of huizache (*Acacia tortuosa*) and mesquite (*Prosopis spp*) in soil of the central highlands of Mexico. *Plant Soil* 256: 359-370.
- Reyes-Reyes, B. G., L. Barón-Ocampo, I. Cualí-Alvarez, J. T. Frías-Hernández, V. Olalde-Portugal, L. Varela-Fregoso, and L. Dendooven. 2002. C and N dynamics in soil from the central highlands of Mexico as affected by mesquite (*Prosopis spp*) and huizache (*Acacia tortuosa*): a laboratory investigation. *App. Soil Ecol.* 19: 27-34.
- Righelato, R. and D. V. Spracklen. 2007. Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests. *Science* 317: 902.
- Schinner, F., H. Bayer, and M. Mitterer. 1983. The influence of herbicides on microbial activity in soil materials. *Bodenkultur* 34: 22-30.

- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. México, D. F.
- Smith, K. A. and F. Conen. 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manage.* 20: 255-263.
- Smith, J. and E. Paul. 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. *Soil Biol. Biochem.* 6: 357-396.
- Stern, N. 2006. Stern review on the economics of climate change. Annex 7. Emissions from the land-use change and forestry sector, HM Treasury, UK. [Http://www.hm-treasury.gov.uk/media/B/D/annex7f_land_use.pdf](http://www.hm-treasury.gov.uk/media/B/D/annex7f_land_use.pdf) (Consulta: mayo 5, 2009).
- Stotzky G. and J. M. Bollag. 1996. *Soil biochemistry*. Vol. 9. Marcel Dekker. New York, NY, USA.
- Tan, K. H. 2000. *Environmental soil science*. Marcel Dekker. The University of Georgia. New York, NY, USA.
- Vance, E. D., P. C. Brookes, and D. S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- Vargas M., F. 1997. *Parques nacionales de México*. Vol. II Zonas Norte y Sur. Instituto Nacional de Ecología, UNAM. México, D. F.
- Vyas, S. C. 1988. *Nontarget effects of agricultural fungicides*. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Wang, G., H. Ma, J. Quian, and C. Juan. 2004. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in arid region of northwest China. *Soil Use Manage.* 20: 32-39.
- Webster, E. A., D. W. Hopkins, J. A. Chudek, S. F. I. Haslam, M Simek, and T. Picek. 2001. The relationship between microbial carbon and the resource quality of soil carbon. *J. Environ. Qual.* 30: 147-150.
- West, A. W., D. J. Ross, and J. C. Cowling. 1986. Changes in microbial C, N, P and ATP contents, numbers and respiration on storage of soil. *Soil Biol. Biochem.* 18: 141-148.
- Yang, Li-Lin, F. S. Zhang, R. Z. Mao, X. T. Ju, X. B. Cai, and Y. H. Lu. 2008. Conversion of natural ecosystems to cropland increases the soil net nitrogen mineralization and nitrification in Tibet. *Pedosphere* 18: 699-706.