

# EFECTO EN LAS CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS DE UN BOSQUE TEMPLADO POR EL CAMBIO DE USO DE SUELO

## Edaphic Characteristics of a Forest Temperate by Effect of the Land Use Change

Cruz-Ruiz E.<sup>1,‡</sup>, Cruz-Ruiz A.<sup>1</sup>, Aguilera-Gómez L. I.<sup>2</sup>, Norman-Mondragón H. T.<sup>3</sup>, Velázquez R. A.<sup>2</sup>,  
Nava-Bernal G.<sup>1</sup>, Dendooven L.<sup>4</sup> y Reyes-Reyes B. G.<sup>1</sup>

### RESUMEN

En el bosque del parque Nacional Nevado de Toluca, localizado entre los 3000 y 4800 m de altitud, se ha perdido importante masa forestal, atribuible al cambio de uso de suelo forestal a agrícola. Este cambio conlleva prácticas de manejo, como el barbecho y la incorporación de fertilizantes lo que puede favorecer la liberación de gases de efecto invernadero. En este trabajo se investigó la influencia del uso de suelo sobre la respiración y las propiedades físicas y químicas del suelo y la afectación de la aplicación de biocidas y de fertilizantes nitrogenados sobre la mineralización del carbono (C) y nitrógeno (N). En dos comunidades, se tomaron muestras de suelos bajo tres usos: suelo de bosque (SB), bajo la copa de oyamel (*Abies religiosa*); suelo bajo cultivo continuo (SC) y suelo abandonado durante cinco años, al menos, destinado al pastoreo (SP). Se determinaron las propiedades físicas y químicas de los suelos, los tratamientos aplicados a los suelos fueron: sulfato de amonio (585.36 kg ha<sup>-1</sup>) (tratamiento amonio), urea (250 kg ha<sup>-1</sup>) (tratamiento urea), 2,4-D (1 L ha<sup>-1</sup>) (tratamiento 2,4-D), captan (2 kg ha<sup>-1</sup>) (tratamiento captan) y sin modificación (tratamiento testigo). Los suelos con los tratamientos se mantuvieron en incubación aeróbica durante 56 días, a 22± 2°C. Al concluir la incubación se cuantificó el CO<sub>2</sub> liberado y el nitrógeno mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). El contenido de materia

orgánica, nitrógeno total, densidad aparente, capacidad de retención de agua (CRA), capacidad de intercambio de cationico y emisión de CO<sub>2</sub> fueron modificadas significativamente en los SC; en ellos el C orgánico disminuyó en más del 55%, con respecto a los SB. Textura y conductividad eléctrica no mostraron modificación significativa. La mineralización de C se incrementó en los SB y en los SP, con la adición de fertilizantes y biocidas. La mineralización de N aumentó en forma inversamente proporcional a la degradación de los suelos, con la adición de fertilizantes, independientemente del uso de suelo. El uso de los suelos para la agricultura del Parque Nacional Nevado de Toluca degrada sus propiedades físicas y químicas y tiene un efecto significativo sobre los ciclos del C y del N.

**Palabras clave:** CO<sub>2</sub>, fertilizantes, biocidas, mineralización de C y de N.

### SUMMARY

In the National Park Nevado de Toluca (NPNT), located at an altitude of 3000 to 4800 m, forest mass has been lost as a consequence of land-use change (LUC) from forest to agriculture. Tillage and industrial fertilizers can favor emission of greenhouse gases. We studied how LUC impacts soil respiration and physicochemical properties, and how nitrogen fertilizer application affects the mineralization of carbon (C) and nitrogen (N). Soil samples were taken in two communities from the soil under *Abies religiosa* (SB), from crop soil (SC) and from soils abandoned for at least three years and used for sheep grazing (SP). Soil samples were characterized physicochemically and treated with applications of ammonium sulfate (585.36 kg ha<sup>-1</sup>) (ammonium treatment) or urea (250 kg ha<sup>-1</sup>) (urea treatment), or 2,4-D (1 L ha<sup>-1</sup>) (treatment 2,4-D), or captan (2 kg ha<sup>-1</sup>) (captan treatment) or nothing (dummy treatment). On the 56th day of an aerobic incubation CO<sub>2</sub> emission and mineral nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) were quantified. Organic matter, total N, apparent density, water holding

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Atzacomulco km 14.5. 50000 Toluca, México.

<sup>‡</sup> Autor responsable (ecruzruiz@yahoo.com.mx)

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias, <sup>3</sup> Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad Autónoma del Estado de México. Km. 15.5 Carr. Toluca-Ixtlahuaca. El Cerrillo, Piedras Blancas. 50200 Toluca, México.

<sup>4</sup> Departamento de Biotecnología y Bioingeniería del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN. Unidad Irapuato. Km 9.6 Libramiento Norte Carr. Irapuato-León. Apdo. Postal 629. 36500 Irapuato, Gto., México.

capacity, CIC and CO<sub>2</sub> emission were found significantly modified at SC; organic carbon content was 55% less than SB. Texture and electrical conductivity were not modified by LUC. C mineralization increased in SB and SP when fertilizers and biocides were applied. The increase in N mineralization was inversely proportional to degradation when fertilizers were applied, regardless of land use. Agricultural land use in the Nevado de Toluca National Park NPNT degrades soil physicochemical properties and significantly modifies C and N cycles.

**Index words:** CO<sub>2</sub>, fertilizers, C and N mineralization.

## INTRODUCCIÓN

La deforestación, el cambio de uso de suelo y de su cobertura, así como el manejo del suelo son eventos que influyen sobre los procesos de mineralización y modifican la liberación de CO<sub>2</sub> y de otros gases que participan en el cambio climático global (Turner, 1989; IPCC, 2001; Chen *et al.*, 2001a; Yimer *et al.*, 2007). En el manejo convencional del suelo, con vocación forestal, que se destina a la agricultura se emplean prácticas como el barbecho, la aplicación de biocidas y fertilizantes industriales (Postgate, 2000), que favorecen los rendimientos, pero también alteran las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Martikainen, 1984; Chartres, 1987; Priha y Smolander, 1995; Chen *et al.*, 2001b).

Los reportes sobre el efecto de la aplicación de fertilizantes son divergentes (Martikainen, 1984; Priha y Smolander, 1995) e incluso contradictorios (WenHui y ZuCong, 2004). Esto puede atribuirse a la diversidad de ecosistemas edáficos sobre los que se aplican, así como a la naturaleza química de los productos aplicados. Entre los fertilizantes, los nitrogenados son de uso generalizado pues se considera que el N es el nutrimento limitante de la productividad en la mayoría de los ecosistemas (Giller *et al.*, 1994); la comprensión de esta práctica permitirá conocer mejor el efecto del manejo del suelo sobre su fertilidad (Kemmitt *et al.*, 2008), logrando el manejo sustentable del suelo y minimizando el riesgo como fuente de contaminación, tanto de los mantos freáticos como de la atmósfera, al propiciar la formación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, de N<sub>2</sub>O y de CH<sub>4</sub> (Cotrufo *et al.*, 2000; Thirukkumaran y Parkinson, 2000; Khalil *et al.*, 2002; Khalil *et al.*, 2007).

El barbecho, valorado por los campesinos como estrategia para retener la humedad de las primeras lluvias del ciclo, conlleva la destrucción de los agregados y favorece la mineralización de la materia orgánica del suelo (MO), la liberación de CO<sub>2</sub> se incrementa (Kristensen *et al.*, 2000) y el C almacenado en los suelos disminuye. Según Heat *et al.* (2003), esta práctica ha propiciado que en algunos suelos de bosque en Estados Unidos, se haya perdido más del 50% del C total secuestrado en ellos.

La diversidad química de los biocidas, su dosificación y frecuencia de aplicación, junto con la gama de propiedades físicas, químicas y bioquímicas del suelo (Vyas, 1988; Haney *et al.*, 2000; Sorensen *et al.*, 2001), son variables que modulan el efecto de los biocidas sobre la comunidad microbiana y su actividad. Se reporta que la aplicación de herbicidas de fenilurea, en un suelo limo arcilloso a largo plazo, reduce significativamente el número de bacterias heterotróficas (Kent y Triplett, 2002) y que altas dosis de herbicidas de sulfonilurea, reducen significativamente la mineralización de N (El-Ghamry *et al.*, 2001); mientras que el glifosato estimula significativamente la mineralización de C y N, aún en concentraciones elevadas (Haney *et al.*, 2000). Stockdale y Brookes (2006) proponen que es más probable la inhibición de los biocidas por los microorganismos que el proceso inverso.

Ante la heterogeneidad de resultados relativos a las consecuencias que implica el cambio del uso de suelo (Frey *et al.*, 2004) y ante los pocos estudios sobre suelos forestales a altitudes mayores de 3000 m, se realizó este trabajo con el propósito de evaluar los efectos de la aplicación de fertilizantes nitrogenados y de biocidas en suelos con diferente uso, sobre las características edáficas del Parque Nacional Nevado de Toluca .

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Características de la Región en Estudio

La región de estudio se encuentra en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, entre los 18° 59' y 19° 13' N y los 99° 37' y 99° 58' O. Tiene suelos de tipo Regosol eútrico y Andosol úmblico y háplico, con predominio de limos. El clima predominante es templado subhúmedo con lluvias en verano (Cw<sub>2</sub>); la temperatura anual promedio es menor a los 12 °C y su precipitación anual promedio es entre 900 y 1100 mm. En el área

prevalecen poblaciones de *Pinus hartwegii*, *P. montezumae* y *P. ayacahuite*, oyamel (*Abies religiosa*), encino (*Quercus laurina* Bonpl.) y aile (*Alnus acuminata* Kunth), y se establecen cultivos de papa (*Solanum tuberosum* L.), maíz (*Zea mays* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), avena (*Avena sativa* L.) y haba (*Vicia faba* L.), (Regil y Maass, 2009).

### Muestreo de Suelos

En noviembre del 2004, en las comunidades de Rosa Morada y Dilatada, estado de México, se muestrearon suelos, de 0-10 cm de profundidad, ubicados entre los 3000 y 3140 m de altitud, con usos diferentes: con cultivo (SC), bosque (SB) y pradera natural (SP). Se obtuvo una muestra compuesta con al menos cuatro submuestras. Las submuestras de SC y de SP se obtuvieron con el método de zig-zag. Para tomar las muestras de los suelos de bosque, se identificaron tres árboles con altura y grosor del tronco semejantes, alejados entre sí no más de 100 m, con una pala recta se tomaron cuatro submuestras a un metro de distancia del origen, teniendo el tronco como punto de referencia, en direcciones perpendiculares orientadas hacia los cuatro puntos cardinales, las cuatro submuestras de cada uno de los árboles se mezclaron (Reyes *et al.*, 2003). Las muestras fueron llevadas al laboratorio del ICAR-UAEM, secadas a la sombra y preparadas para su caracterización.

### Caracterización de los Suelos

Se caracterizaron los suelos midiendo: contenido de humedad por el método AS-05 (NOM-021-RECNAT-2000) y capacidad de retención de agua por gravimetría (Forster, 1995); composición mecánica y clase textural, por Bouyoucos (Gee y Baunder, 1986); pH, en una suspensión suelo: agua (1:2.5) (Thomas, 1996); contenido de materia orgánica, por el método de Walkley y Black modificado (Nelson y Sommers, 1996);  $\text{Ca}^{++}$  y  $\text{Mg}^{++}$ , con el método del versenato (NOM-021-RECNAT-2000). El nitrógeno total se cuantificó por el método de Kjeldahl (Bremner, 1996); la conductividad eléctrica, por el método AS-18 (NOM-021-RECNAT-2000) y la capacidad de intercambio catiónico y bases intercambiables, según el método AS-12, con acetato de amonio (NOM-021-RECNAT-2000).

Para determinar la mineralización se pesaron, de cada una de las 6 muestras de suelo, 15 porciones de 30 g,

se colocaron en frascos transparentes de 100 mL, agregándoles agua destilada hasta alcanzar el 40% de su capacidad para retener agua (CRA) y se preincubaron por 7 días a  $18 \pm 2$  °C. Al término de la preincubación, a 3 porciones de cada muestra se le aplicaron los siguientes tratamientos: sin modificación (testigo); con adición de 585.36 kg ha<sup>-1</sup> de sulfato de amonio (amonio); con 250 kg ha<sup>-1</sup> de urea (urea); enmienda con 1 L ha<sup>-1</sup> de 2,4-D (2,4-D) y con adición de 2 kg ha<sup>-1</sup> de captan (captan). No se consideró un tratamiento con la combinación de fertilizantes y biocidas. Los frascos con los suelos tratados se colocaron dentro de un frasco de vidrio ámbar, con capacidad de 1 L, que contenía 10 mL de agua y un frasco gotero de 50 mL con 20 mL de NaOH 1N. Se prepararon nueve frascos más, siguiendo el mismo procedimiento, excepto la presencia de suelo, como blancos. Los frascos se cerraron y se incubaron a  $18 \pm 2$  °C, en obscuridad durante 56 días. Para evitar anaerobiosis, los frascos se destaparon durante 10 min cada tercer día. Al término del periodo de incubación se extrajeron los frascos que contenían NaOH y de inmediato fueron herméticamente cerrados y almacenados en un congelador a 4 °C hasta su análisis.

Para cuantificar la cantidad de CO<sub>2</sub> liberada por la mineralización del C se tomaron tres alícuotas de 5 mL de NaOH 1 N, de cada uno de los frascos gotero, y se transfirieron a matraces erlenmeyer de 125 mL. Con agua destilada se ajustó el volumen a 50 mL y se tituló con HCl 0.01 N, utilizando fenolftaleína como indicador. La cantidad de C-CO<sub>2</sub> producido se obtuvo con la ecuación de Stotzky (1965); los resultados se obtuvieron en mg C-CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> de suelo seco.

Para determinar la mineralización de N se cuantificó el nitrógeno mineral ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ ) en el extracto del suelo de cada muestra. Para obtener los extractos se pesaron 20 g de suelo seco, se transfirieron a matraces de plástico de 250 mL y se adicionaron 80 mL de una disolución acuosa de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.5 M. Los matraces, herméticamente cerrados, se colocaron, a  $18 \pm 2$  °C, en un agitador orbital Lab-Line Mod. 3591, y se agitaron a 250 rpm, durante 45 min. Se obtuvo el extracto por filtración en papel Whatman No. 42 (Reyes *et al.*, 2003). El N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se cuantificaron por colorimetría, en un analizador automático Skalar San mod. 2.2.6. Los resultados se expresaron en mg N-(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) kg<sup>-1</sup> suelo seco.

Los datos obtenidos fueron sometidos a un ANOVA monofactorial mediante el paquete estadístico

Statgraphics plus y la prueba de LSD para identificar la diferencia entre los tratamientos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización de los Suelos Empleados

Los resultados relativos a la proporción de partículas minerales, obtenidos en este trabajo (Cuadro 1) indican que el uso o el manejo del suelo no han provocado una alteración del ecosistema (Virginia y Jarrel, 1983; Sahani y Behera, 2001; Reyes *et al.*, 2003; Geissen y Morales, 2006; Mehta *et al.*, 2008). La capacidad para retener agua (CRA) fluctuó entre 29.1 y 48.8%. En promedio (Cuadro 1), los suelos bajo cultivo (SC) tuvieron una CRA significativamente menor ( $P \leq 0.05$ ) a la cuantificada en los suelos de bosque (SB) y de pradera (SP). La diferencia puede atribuirse al decremento en el contenido de materia orgánica del suelo (Gupta *et al.*, 1994; Yimer *et al.*, 2008), proceso asociado a prácticas de cultivo, como barbecho y fertilización. Se aprecia que la MO en los SC es significativamente menor ( $P \leq 0.05$ ) a la encontrada en los SB y en los SP (Cuadro 2), lo que se traduce en una menor capacidad para retener agua (Gupta *et al.*, 1994). Bajo una perspectiva ambiental, los datos obtenidos señalan que el cambio de uso de los suelos del PNNT (Parque Nacional Nevado de Toluca) de forestal a agrícola ha provocado que se pierda más del 55% del C secuestrado en los SB del Parque Nacional Nevado de Toluca (Cuadro 2), lo cual es superior a los datos reportados por Heat *et al.* (2003), en cambio de uso de suelo en bosques de Estados Unidos. La densidad aparente (Cuadro 1) fue significativamente menor ( $P \leq 0.05$ ) en los SB en comparación con los SP y los SC.

El pH neutro, en los SB (Cuadro 2) del PNNT bajo la copa de *Abies religiosa*, coincide con los datos de Persson *et al.* (2000) para suelos de bosque, en Italia

y Francia, cubiertos por *Picea abies* y *Quercus pubescens*, respectivamente. La acidificación asociada al cambio de uso de suelo puede atribuirse, en acuerdo con Stotzky y Bollag (1996), a la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

El contenido de nitrógeno total (Nt) fue medio en el suelo de los SB y SP y, bajo en el de SC. El análisis estadístico de esta variable señaló diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los tres usos de suelo (Cuadro 2) e indica que las prácticas de cultivo favorecen la salida del N del sistema edáfico. La pérdida de N puede atribuirse tanto a la extracción mediante los cultivos, como a la mineralización del N activo y/o del N almacenado, que estimula la aireación del suelo en el barbecho (Cameira *et al.*, 1996; Kristensen *et al.*, 2000; Pulleman *et al.*, 2000; Poudel *et al.*, 2001), y a los procesos de lixiviación y/o erosión. El incremento significativo de Nt en los SP en relación a los SC, pone en evidencia el efecto benéfico del descanso de los suelos.

Los SB tienen proporciones de Mg, Ca y K significativamente mayores ( $P \leq 0.05$ ) que los SC y los SP (Cuadro 2), y aún cuando son similares a los intervalos cuantificados por Persson *et al.* (2000) en suelos de ecosistemas forestales de Europa, las bajas concentraciones indican una muy pobre disponibilidad de minerales en la región bajo estudio, independientemente del uso de suelo. Entre los valores correspondientes a la capacidad de intercambio catiónico, aunque son similares a los reportados por Beldin *et al.* (2007), se identificaron diferencias significativas (Cuadro 2) entre los diferentes usos de suelo de acuerdo a los valores de conductividad eléctrica de los suelos pueden clasificarse como no salinos (Cuadro 2), no hubo diferencia significativa ( $P > 0.05$ ) entre los tratamientos. A excepción del valor de la conductividad eléctrica, el resto de las propiedades químicas evaluadas fueron significativamente mayores en los SB, en comparación

**Cuadro 1. Propiedades físicas de suelos del Parque Nacional Nevado de Toluca, México, con diferente uso.**

Uso de suelo	Capacidad de retención de agua	Proporción de la composición mecánica			Densidad aparente
		Arena	Limo	Arcilla	
		----- %			g cm <sup>-3</sup>
Bosque	44.90 a	54.70 a	38.60 a	6.80 a	0.68 a
Cultivo	31.70 b	48.20 a	47.30 a	4.50 a	1.03 a
Pradera	40.80 a	43.60 a	51.40 a	3.20 a	0.84 a
LSD	5.02	17.13	25.93	16.79	0.17

Valores promedio (n = 9) con letras iguales, en la misma columna, no difieren significativamente entre sí ( $P \geq 0.05$ ).

**Cuadro 2. Propiedades químicas de suelos con diferente uso del Parque Nacional Nevado de Toluca, México.**

Uso de suelo	pH(H <sub>2</sub> O)	Materia orgánica	C	N	Capacidad de intercambio catiónico	Conductividad eléctrica	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>
		- - - - - % - - - - -			cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup>	mS cm <sup>-1</sup>	- - - - - mg kg <sup>-1</sup> - - - - -		
Bosque	6.4 a	27.1 a	15.8 a	0.55 a	50.6 a	0.11 a	17.2 a	12.0 a	19.5 a
Cultivo	5.9 b	12.0 c	6.9 c	0.29 c	28.3 c	0.12 a	1.5 b	2.6 b	14.8 b
Pradera	5.9 b	18.3 b	10.6 b	0.42 b	36.0 b	0.10 a	3.9 b	1.0 b	11.1 b
LSD	0.47	5.42	3.14	9.05	6.23	0.027	12.3	9.55	5.97

Valores promedio (n = 9) con letras diferentes, en la misma columna, difieren significativamente entre sí ( $P \leq 0.05$ ).

con los SC y los SP. Estos datos confirman que la conversión de suelos de bosques a tierras de cultivo modifica significativamente ( $P > 0.05$ ) las propiedades químicas de los sistemas naturales (Sánchez *et al.*, 2002); en efecto, se genera una reducción significativa en los nutrimentos del suelo (Srivastava y Singh, 1989, 1991; Prasad *et al.*, 1995), especialmente en la proporción de materia orgánica, nitrógeno y carbono (Wander y Bollero, 1999; Atlas y Bartha, 2002; Álvarez-Solís *et al.*, 2007).

### Efecto del Uso y la Adición de Agroquímicos

A los 56 días de incubación los tratamientos testigo de los suelos de bosque (SB) y los suelos de pradera (SP) liberaron una cantidad significativamente mayor de CO<sub>2</sub> que los suelos bajo cultivo (SC) (Cuadro 3). La liberación significativamente menor de C-CO<sub>2</sub> observada en los SC parece confirmar la baja concentración de MO (Cuadro 2). Los resultados sugieren que el proceso de mineralización de C es dependiente de la fracción lábil de C (Reichstein *et al.*, 2000) misma que habrá disminuido notablemente en los SC después de 20 años de cultivo y se habrá recuperado parcialmente en los SP, al término de cinco años de descanso. La pérdida de MO es un evento asociado al cambio de uso de suelo (Reyes *et al.*, 2003), (i) el laboreo del suelo al romper los agregados, ocasiona que el C y el N de fácil mineralización, localizados en reservas físicamente protegidas, sean accesibles a la degradación microbiana (Buchanan y King, 1992; Kristensen *et al.*, 2000) y (ii) la remoción casi total de los residuos vegetales, para ser empleados como forrajes o combustibles, da lugar a una disminución en la cantidad de MO que se incorpora al suelo (Lal, 2000). A estos factores se suman otros cambios sobre el contenido de la MO provocados por prácticas agronómicas como: tipo de cultivo, rotaciones

y manejo de residuos (Janzen, 1987; Omay *et al.*, 1997; Stevenson y Cole, 1999).

Los tratamientos con biocidas y fertilizantes nitrogenados sobre los SB y SP provocaron que la formación de CO<sub>2</sub> se incrementara significativamente, hasta en un 42% en los SP, en referencia al tratamiento testigo correspondiente (Cuadro 3); en los SC los tratamientos no modificaron significativamente esta variable de respuesta. El efecto del fertilizante nitrogenado urea sobre la respiración del suelo, en los SC y SP, fue el mayor con respecto a los otros tratamientos, lo cual podría evidenciar la falta de N disponible en estos ecosistemas (Giller *et al.*, 1994); o al ambiente fisicoquímico que limita la disponibilidad de la MO (Kemmitt *et al.*, 2008) y la actividad de los microorganismos (Chen *et al.*, 2001b).

Kunc y Rybárová (1983), Schinner *et al.*, (1983), Chen *et al.*, (2001a y b) han observado que la aplicación de biocidas, como 2,4-D y captan se asocian a una reacción inicial de estrés seguida de un incremento en la liberación de CO<sub>2</sub>. Este efecto, observado también en la presente investigación (Cuadro 3), puede atribuirse a la existencia de poblaciones microbianas que resisten la alteración del ambiente, se adaptan e incluso utilizan estos biocidas como sustratos de su actividad metabólica.

Aún cuando la concentración de N<sub>min</sub> en los tratamientos testigo medida como la suma de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> al término de los 56 días de incubación, siguió el orden SP > SC > SB (Cuadro 3), no se encontraron diferencias significativas entre los suelos con diferente uso. Estas observaciones difieren de los resultados obtenidos por Högberg (1997) y Deenik (2006) quienes coinciden en que la degradación de los suelos, asociada al cambio de su uso, modifica drásticamente la dinámica del nitrógeno en suelos forestales.

Los tratamientos con amonio y urea, independientemente del uso de suelo, dieron lugar a un

**Cuadro 3. Valores del CO<sub>2</sub> y N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) formados en suelos con diferente uso del Parque Nacional Nevado de Toluca, México, sometidos a incubación por 56 días bajo diferentes tratamientos de fertilizantes y biocidas.**

Uso del suelo	Tratamiento	CO <sub>2</sub>	N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N- NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nmin N (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
		mg C kg <sup>-1</sup> suelo seco	mg N kg <sup>-1</sup> suelo seco		
SB (Bosque)	Testigo	5109 bc	4.71 b	7.99 a	12.70 ab
	2,4-D	6251 cd	3.44 ab	13.45 bc	16.89 abc
	Amonio	6648 d	27.44 c	9.63 ab	37.08 f
	Captan	6289 cd	2.94 ab	13.78 bc	16.72 abc
	Urea	6461 d	2.14 ab	29.02 e	31.17 ef
SC (Cultivo)	Testigo	3634 a	1.08 ab	15.86 c	16.93 abc
	2,4-D	3843 a	0.79 ab	10.49 ab	11.28 a
	Amonio	3765 a	1.02 ab	31.32 e	32.35 ef
	Captan	3704 a	0.93 ab	10.45 ab	11.39 a
	Urea	3934 ab	1.03 ab	29.69 e	30.72 e
SP (Pradera)	Testigo	4371 ab	1.37 ab	17.04 cd	18.40 bcd
	2,4-D	6059 cd	2.51 ab	20.40 d	22.91 d
	Amonio	5988 cd	2.16 ab	30.95 e	33.11 ef
	Captan	5852 cd	0.19 a	21.06 d	21.26 cd
	Urea	6389 d	2.61 ab	32.87 e	35.49 ef
	LSD (0.05)	1212	4.05	4.54	5.9

Valores promedio (n = 9) con letras diferentes, en la misma columna, difieren significativamente entre sí ( $P \leq 0.05$ ).

incremento significativo ( $P \leq 0.05$ ) en la proporción de N<sub>min</sub>, cuya concentración se incrementó más de tres veces en SB con amonio respecto al testigo (Cuadro 3), atribuible a la incorporación del N mineral y a la inexistencia de su demanda por vegetales o por microorganismos. Los tratamientos con biocidas no provocaron una modificación significativa en la concentración de N<sub>min</sub> en comparación con sus testigos correspondientes.

La concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, al concluir el período de incubación de los suelos, no presentó diferencias significativas entre los tratamientos con el testigo (Cuadro 3); solamente los SB con amonio tuvieron una concentración significativamente mayor al resto de los tratamientos y usos de suelo. Este resultado parece indicar que las poblaciones nitrificantes en los SB están disminuidas, ya sea en su diversidad o en su tamaño, lo cual podría explicar que los diferentes tratamientos sobre los SB tengan la proporción más elevada de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Cuadro 3). El resultado también podría atribuirse a una pobre calidad de la MO disponible; sin embargo los valores de la relación C:N son homogéneos y fluctúan entre 25 y 29, para los diferentes usos de suelo (Cuadro 2).

En cuanto a la proporción de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, en los tratamientos testigo (sin adición de biocidas o fertilizantes) de los suelos bajo diferente uso, se encontró que los SB tienen una concentración significativamente menor ( $P \leq 0.05$ ) que los otros dos usos de suelo, lo cual parece confirmar una baja actividad nitrificante en los suelos de bosque estudiados. Los resultados obtenidos en los tratamientos restantes (Cuadro 3) confirman que la adición de fertilizantes nitrogenados incrementa la mineralización del N (Martikainen, 1984; Priha y Smolander, 1995) en forma inversamente proporcional a la degradación de los suelos (Sánchez *et al.*, 2002). En los tratamientos con biocidas, al concluir la incubación, se observó que la proporción de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tuvo un incremento significativo en los SB y una reducción significativa en los SC; el aumento de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en los SP no fue significativo. Los incrementos observados en los SB y en los SP pueden atribuirse, en acuerdo con Kunc y Ribárová (1983) y Malanchuk y Joyce (1983) a la presencia de microorganismos que pueden adaptarse al 2,4-D amina y degradarlo. La disminución sugiere, por el contrario, que la actividad de la microbiota edáfica en suelos degradados es más susceptible de ser negativamente afectada por la aplicación de biocidas

(Aon *et al.*, 2001). En este sentido Chen *et al.* (2001 a y b) sostienen que biocidas como el captan afecta la dinámica del N en cuanto que los microorganismos que sobreviven pueden llegar dar lugar a una remineralización de los microorganismos que mueren.

## CONCLUSIONES

- La degradación asociada al cambio de uso de suelo, en el Parque Nacional Nevado de Toluca, ha provocado una disminución significativa de la MO, de la CIC y de la CRA en los suelos destinados al cultivo, así como la pérdida de más del 55% del C secuestrado y más del 40% del Nt almacenado en la MO de los suelos de bosque.

- La aplicación de sulfato de amonio, urea, captan o de 2,4-D sobre suelos de bosque o los destinados al pastoreo propician que la pérdida del C secuestrado, en forma de C-CO<sub>2</sub>, se incremente en más de 20 veces con relación al testigo.

- La adición de los fertilizantes nitrogenados favorece el incremento de la mineralización del N en forma inversamente proporcional a la degradación de los suelos. Así lo indica la persistencia del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en los suelos de bosque. Además en suelos cultivados con aplicación de 2,4-D amina y captan, se ejerce una influencia desfavorable en la mineralización del nitrógeno.

## AGRADECIMIENTOS

A la UAEM por financiar este trabajo, bajo el proyecto de investigación UAEMEX 1967/2004U; así como al CONACYT por la beca otorgada a los autores.

## LITERATURA CITADA

- Álvarez-Solís, J. D., P. M. Rosset, B. M. Díaz-Hernández, H. Plascencia-Vargas, and R. A. Rice. 2007. Soil fertility differences across a land-use intensification gradient in the highlands of Chiapas, México. *Biol. Fertil. Soils* 43: 379-386.
- Aon, M. A., D. E. Sarena, J. L. Burgos, and S. Cortassa. 2001. (Micro)biological, chemical and physical properties of soils subjected to conventional or No-till management: An assessment of their quality status. *Soil Tillage Res.* 60: 173-186.
- Atlas, R. M. y R. Bartha. 2002. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Pearson Addison Wesley. Madrid, España.
- Beldin, S. I., B. A. Caldwell, P. Sollins, E. W. Sulzman, K. Lajtha, and S. E. Crow. 2007. Cation exchange capacity of density fractions from paired conifer/grassland soils. *Biol. Fertil. Soils* 43: 837-841.
- Bremner, J. M. 1996. Nitrogen-total. pp. 1085-1122. *In: D. L. Sparks (ed.). American Society of Agronomy Methods of Soil Analysis. Vol. III. Chemical methods*. Madison, WI, USA.
- Buchanan M. and L. D. King. 1992. Seasonal fluctuations in soil microbial biomass, carbon, phosphorus, and activity in no-till and reduced-chemical-input maize agroecosystems. *Biol. Fertil. Soils* 13: 211-217.
- Cameira, M. C., M. C. Magalhaes, and R. L. Pato. 1996. Nitrogen dynamics on a soil with different tillage systems. pp. 31-35. *In: O. Van Cleemput, G. Hofman, and A. Vermoese (eds.). Progress in nitrogen cycling studies*. Kluwer Academic Publ. Holanda.
- Chartres, C. 1987. Australian's land resources at risk. pp. 7-26. *In: A. Chisholm, and R. Dumsday (ed.). Land degradation problems and policies*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Chen, S. K., C. A. Edwards, and S. Subler. 2001a. A microcosm approach for evaluating the effects of the fungicides benomyl and captan on soil ecological processes and plant growth. *Appl. Soil Ecol.* 18: 69-82.
- Chen, S. K., C. A. Edwards and S. Subler. 2001b. Effects of the fungicides Benomyl, Captan and Chorothalonil on soil microbial activity and nitrogen dynamics in laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1971-1980.
- Cotrufu, M. F., M. Miller, and B. Zeller. 2000. Litter decomposition. pp: 276-296. *In: E. D. Schulze (ed.). Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. Springer. Heiderberg, Germany.
- Deenik, J. 2006. Nitrogen mineralization potential in important agricultural soils of Hawaii. *Soil Crop Manage.* 15: 1-5.
- El-Ghamry, A. M., C. Y. Huang, and J. M. Xu. 2001. Combined effects of two sulfonylurea herbicides on soil microbial biomass and N-mineralization. *J. Environ. Sci.* 13: 311-317.
- Forster, J.C. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. pp.105. *In: K. Alef and P. Nannipieri (eds.). Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. London, UK.
- Frey, S. D., M. Knorr, J. L. Parrent, and R. T. Simpson. 2004. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forest. *For. Ecol. Manage.* 196: 159-171.
- Gee, G. W. and J. W. Baunder. 1986. Particle size analysis. pp. 383-411. *In: A. Klute (ed.). Methods of soil analysis, Vol. I Physical and mineralogical methods*. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- Geissen V. and G. Morales. 2006. Fertility of tropical soils under different land use systems-a case study of soils in Tabasco, México. *Appl. Soil Ecol.* 31: 169-178.
- Giller, K. E., J. F. Mc Donagh, and G. Cadisch. 1994. Can biological nitrogen fixation sustain agriculture in the Tropics. pp. 173-191. *In: J. K. Syers, D. L. Rimmer (eds.). Soil science and sustainable land management in the Tropics*. CAB International. Wallingford, Oxfordshire. UK.
- Gupta, V. V. S. R., P. R. Grace, and M. M. Roper. 1994. Carbon and nitrogen mineralization as influenced by long term soil and crop residue management systems in Australia. pp. 193-200. *In: J.W. Doran, Coleman D.C., Bezdicek D.F., and A. Stewart (eds.). Defining soil quality for a sustainable environment*. Special Publication No. 35. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.

- Haney, R. L., S. A. Senseman, F. M. Hons, and D. A. Zuberer. 2000. Effect of glyphosate on soil microbial activity and biomass. *Weed Sci.* 48: 89-93.
- Heat, L. S., J. E. Smith, and R. A. Birdsey. 2003. Carbon trends in U. S. forestlands: A context for the role of soils in forest carbon sequestration. pp. 35-45. *In*: J. M. Kimble, L. S. Heat, R. A. Birdsey, and R. Lal (eds.). *The potential of U.S. forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Högberg, P. 1997. <sup>15</sup>N natural abundance in soil-plant systems. *New Phytol.* 137: 179-203.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Tercer informe de evaluación cambio climático 2001; la base científica. Chesterfield, MO, USA.
- Janzen, H. H. 1987. Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Can. J. Soil Sci.* 67: 845-856.
- Kemmitt, S. J., C.V. Lanyon, I. S. Waite, Q. Wen, T. M. Addiscott, N. R. A. Bird, A. G. O'Donnell, and P. C. Brookes. 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—a new perspective. *Soil Biol. Biochem.* 40: 61-73.
- Kent, A. D. and E. W. Triplett. 2002. Microbial communities and their interactions in soil and rhizosphere ecosystems. *Annu. Rev. Microbiol.* 56: 211-236.
- Khalil, M. I., A. B. Rosenani, O. Van Cleemput, C. I. Fauziah, and J. Shamshuddin. 2002. Nitrous oxide emissions from an ultisol of the humid tropics under maize-groundnut rotation. *J. Environ. Qual.* 31: 1071-1078.
- Khalil, M. I., M. S. Rahman, U. Schmidhalter, and H. W. Olf. 2007. Nitrogen fertilizer-induced mineralization of soil organic C and N in six contrasting soils of Bangladesh. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170: 210-218.
- Kristensen, H. L., G. W. McCarty, and J. J. Meisinger. 2000. Effects of soil structure disturbance on mineralization of organic soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 371-378.
- Kunc, F. and J. Ribárová. 1983. Mineralization of carbon atoms of <sup>14</sup>C-2,4-D side chain and degradation ability of bacteria in soil. *Soil Biol. Biochem.* 15: 141-144.
- Lal, R. 2000. Soil management in the developing countries. *Soil Sci.* 165: 57-72.
- Malanchuk, J. L. and K. Joyce. 1983. Effects of 2, 4-D on nitrogen fixation and carbon dioxide evolution in a soil microcosm. *Water Air Soil Poll.* 20: 181-189.
- Mehta, V. K., P. J. Sullivan, M. Todd Walter, J. Krishnaswamy, and S. D. DeGloria. 2008. Impacts of disturbance on soil properties in a dry tropical forest in southern India. *Ecohydrology* 1: 161-175.
- Martikainen, P. J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils alter different fertilization treatments. *Soil Biol. Biochem.* 16: 577-582.
- 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, chemical methods*, Vol. III. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA
- NOM-021-REC/NAT-2000 (Norma Oficial Mexicana 2000). Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. México, D. F.
- Omay, A. B., C.W. Rice, L. D. Maddux, and W. B. Gordon. 1997. Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1672-1678.
- Persson, T., H. Van Oene, A. F. Harrison, P. S. Karlsson, G. A. Bauer, J. Cerny, M. M. Couteaux, E. Dambrine, P. Högberg, A. Koller, G. Matteucci, A. Rudebeck, E. D. Schulze, and T. Paces. 2000. Experimental Sites in the NIPHY/CANIF Project, pp: 14-46. *In*: E. D. Schulze (ed.). *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. Springer. Heidelberg, Germany.
- Postgate, J. 2000. *Microbes and man*. Cambridge University Press. UK.
- Poudeh, D. D., W. R. Horwath, J. P. Mitchell, and S. R. Temple. 2001. Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.* 68: 253-268.
- Prasad, P., S. Basu, and N. Behera. 1995. A comparative account of the microbiological characteristics of soils under natural forest, grassland and cropland from Eastern India. *Plant Soil* 175: 85-91.
- Priha, O. and A. Smolander. 1995. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forest. *Soil Biol. Biochem.* 27: 305-310.
- Pulleman, M. M., J. Bouma, E. A. Van Essen, and E. W. Meijles. 2000. Soil organic matter content as a function of different land use history. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 689-693.
- Regil-García, H. y S. Franco-Maass: 2009. Nivel de adecuación del territorio para el desarrollo de especies agrícolas y forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Econ. Soc. Territ.* 9: 803-830.
- Reyes R., B. G., E. Zamora, M. L. Reyes-Reyes, J. T. Frías, V. Olalde, and L. Dendooven. 2003. Decomposition of leaves of huizache (*Acacia tortuosa*) and mesquite (*Prosopis* spp) in soil of the central highlands of Mexico. *Plant Soil* 256: 359-370.
- Sahani, U. and N. Behera. 2001. Impact of deforestation on soil physicochemical characteristics, microbial biomass and microbial activity of tropical soil. *Land Degrad. Dev.* 12: 93-105.
- Sánchez, M., M. Soriano, G. Delgado, and R. Delgado. 2002. Soil quality in Mediterranean mountain environments effects of land U use change. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 948-958.
- Schinner, F., H. Bayer, and M. Mitterer. 1983. The influence of herbicides on microbial activity in soil materials. *Bodenkultur* 34: 22-30.
- Sorensen, S. R., Z. Ronen, and J. Aamand. 2001. Isolation from agricultural soil and characterization of a *Sphingomonas* sp. able to mineralize the phenylurea herbicide Isoproturon. *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 5403-5409.
- Srivastava, S. C. and J. S. Singh. 1989. Effect of cultivation on microbial carbon and nitrogen in dry tropical forests *Soil. Biol. Fertil. Soils* 8: 343-348.
- Srivastava, S. C. and J. S. Singh. 1991. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: Effects of alternate land-uses and nutrient Flux. *Soil Biol. Biochem.* 23: 117-124.
- Stevenson, F. J. and M. A. Cole. 1999. *Cycles of soil: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. John Wiley. New York, NY, USA.
- Stockdale, L. and P. C. Brookes. 2006. Detection and quantification of the soil microbial biomass—impacts on the management of agricultural soils. *J. Agric. Sci.* 144: 285-302.

- Stotzky, G. 1965. Microbial respiration. pp. 1550-1572. *In*: C. A. Black, D. D. Evans, J. L. E. Ensminger, and F. E. Clark (eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbial properties. Am. Soc. Agron. Madison, WI, USA.
- Stotzky, G. and J. M. Bollag. 1996. Soil Biochemistry. Volume 9. Marcel Dekker. New York, NY, USA.
- Thomas, G. W. 1996. Soil pH and soil acidity. pp. 475-490. *In*: D. L. Sparks (ed.). Methods of soil analysis, Vol. III, chemical methods, American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- Thirukkumaran, C. M. and D. Parkinson. 2000. Microbial respiration, biomass, metabolic quotient and litter decomposition in a lodgepole pine forest floor amended with nitrogen and phosphorous fertilizers. *Soil Biol. Biochem.* 32: 59-66.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- Virginia, R. A. and W. M. Jarrell. 1983. Soil properties in a Mesquite-dominated Sonoran desert ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 138-144.
- Walley, F. L., C. Van Kessel, and D. J. Pennock. 1996. Landscape-scale variability on N mineralization in forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 28: 383-391.
- Vyas, S. C. 1988. Nontarget effects of agricultural fungicides. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Wander, M. M. and G. A. Bollero. 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 961-971.
- Wen-Hui, Z. and C. Zu-Cong. 2004. Effect of soil management practices and environmental factors on soil microbial diversity: a review. *Biodivers Sci.* 12: 456-465.
- Yimer, F., S. Ledin, and A. Abdelkadir. 2007. Changes in soil organic carbon and total nitrogen contents in three adjacent land use types in the Bale Mountains, south-eastern highlands of Ethiopia. *For. Ecol. Manage.* 242: 337-342.
- Yimer, F., I. Messing, S. Ledin, and A. Abdelkadir. 2008. Effects of different land use types on infiltration capacity in a catchment in the highlands of Ethiopia. *Soil Use Manage.* 24: 344-349.