



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i57.552>

Artículo

CO₂ microbiano edáfico en un bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltl. & Cham. en la Ciudad de México

Edaphic microbial CO₂ in a forest of *Abies religiosa* (Kunth) Schltl. & Cham. in Mexico City

Guadalupe Barajas Guzmán^{1*}, Dulce Hernández Rosales¹, Sally Paredes García¹, Juan Carlos Peña Becerril¹ y Javier Álvarez Sánchez¹

Abstract

Microbial respiration plays a key role in the C cycle and contributes to the production of CO₂, so it is important to identify the changes and agents that alter microbial communities and, therefore, soil respiration rates. Few studies have focused on characterizing microbial respiration in urban forests subject to changes in land use. The production of microbial CO₂ from the soil of six sites with different tree cover in an *Abies religiosa* forest (0, 100, 170, 180, 240 and 310 cm²) was examined, and its relation with soil properties in the Magdalena river basin in Mexico City. A plot of 25 × 25 m was established in each site, the basimetric area was obtained and the shrub and herbaceous species were identified, soil were collected to measure the CO₂ released by the microbial biomass (bacterial and fungal). The gravimetric moisture content, bulk density, pH, and total C and N were measured too. The CO₂ from the fungal biomass was highest than the bacterial; highest values were observed in the rainy season. A positive linear relationship was found between CO₂ and the moisture content, bulk density, pH and C/N ratio. The soils of sites that are in early stages of natural regeneration with less basimetric area, produce a high release of CO₂. Vegetation and soil properties influenced microbial activity.

Key words: Basimetric area, fungal biomass, urban forest, microbial CO₂, natural regeneration, C/N ratio.

Resumen

La respiración microbiana tiene un papel primordial en el ciclo del C y contribuye a la producción de CO₂, por lo que es importante identificar los cambios y agentes que alteran a las comunidades microbianas y, por ende, las tasas de respiración. Pocos estudios se han enfocado en caracterizar la respiración microbiana en los bosques urbanos sujetos a cambios en el uso del suelo. En este estudio se examinó la liberación de CO₂ microbiano del suelo de seis sitios con diferente cobertura arbórea (0, 100, 170, 180, 240 y 310 cm²) en un bosque de *Abies religiosa*, y su relación con variables edáficas en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México. En cada sitio se estableció una parcela de 25 × 25 m, se registró el área basal e identificaron las especies arbustivas y herbáceas; se recolectó suelo para medir el CO₂ potencial liberado por la biomasa bacteriana y fúngica, además se estimó el contenido de humedad, densidad aparente, pH, el Carbono y Nitrógeno totales. La liberación de CO₂ por parte de la biomasa fúngica fue mayor que la bacteriana; en la temporada de lluvias se registraron los valores más altos. Se verificó una relación lineal positiva entre la liberación de CO₂ y el contenido de humedad, la densidad aparente, el pH y la relación C/N. Los suelos en los que hubo menos área basal, liberaron mayor CO₂. La vegetación y las propiedades del suelo influyeron en la actividad microbiana.

Palabras clave: Área basal, biomasa fúngica, bosque urbano, CO₂ microbiano, regeneración natural, relación C/N.

Fecha de recepción/Reception date: 4 de junio de 2019

Fecha de aceptación/Acceptance date: 17 de diciembre de 2019

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México

*Autor para correspondencia; correo-e: mgbarajasg@ciencias.unam.mx

Introducción

La cuenca del río Magdalena forma parte del suelo de conservación de la Ciudad de México y está clasificada como Parque Nacional; a pesar de ello, se producen cambios en el uso de suelo y existen áreas destinadas al pastoreo y a cultivos agrícolas (Jujnovsky *et al.*, 2013), lo cual tiene efectos negativos en las propiedades físicas y químicas del suelo, mismos que modifican el funcionamiento del ecosistema (Tischer *et al.*, 2014).

Las comunidades vegetales principales en la cuenca son los bosques de *Pinus hartwegii* Lindl., *Abies religiosa* (Kunth) Schltl. & Cham. y *Quercus rugosa* Née, con distintas asociaciones de especies dentro de ellas. Estudios realizados en el área han puesto de manifiesto que el bosque de *Abies religiosa* tiene una alta productividad ($10.78 \pm 1.13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Delgadillo, 2011); también registra la mayor tasa de descomposición, pues en un trabajo previo, Barajas (2014) concluyó que la velocidad de pérdida de peso de la fracción foliar de *A. religiosa* duplicó el valor de la de *Q. rugosa* y fue superior a la de *P. hartwegii*. Además, contiene mayor contenido de humedad en el suelo y una alta calidad de materia orgánica, lo que favorece la actividad de los organismos desintegradores (Barajas, 2014). Por ello, resulta interesante evaluar la liberación de CO₂ en este bosque urbano en el contexto de la circulación del carbono, ya que existe muy poca información al respecto en la literatura, tanto para bosques de oyamel como para bosques urbanos, como es el caso de la cuenca del río Magdalena.

A escala global, la respiración del suelo genera de $68 \text{ a } 77 \times 10^{15} \text{ g C al año}$ (Raich y Schlesinger, 1992); aproximadamente un tercio de este proviene de la respiración de las raíces y el resto corresponde a la actividad de los microorganismos durante el proceso de descomposición de la materia orgánica muerta (Luo y Zhou, 2006; Noh *et al.*, 2016; Galicia *et al.* 2016), por lo que dicho proceso tiene un papel importante en el ciclo global del carbono y en la concentración de CO₂ en la atmósfera. Por consiguiente, es de gran importancia por sus implicaciones en el cambio climático y las políticas ambientales (Latimer y Risk, 2016).

La producción de CO₂ está influenciada por diversos factores bióticos y abióticos, así como por su interacción. Entre los componentes ambientales se cuentan la temperatura, la humedad, la concentración de O₂, la disponibilidad de nutrientes, la textura del suelo y el pH (Wood *et al.*, 2013; Zimmerman *et al.*, 2015). La vegetación afecta la respiración edáfica, de manera indirecta, al modificar el microclima y la estructura del suelo, también por la cantidad y calidad de materiales orgánicos que aporta. La calidad está determinada por el contenido de compuestos lábiles y recalcitrantes de la hojarasca (relación C:N); la rápida descomposición indica una mayor concentración de componentes lábiles en relación a los recalcitrantes (C:N baja), lo que promueve la tasa de descomposición; por lo tanto, conduce a tasas altas de respiración, de manera directa, pues la respiración de las raíces es uno de los principales contribuyentes al aporte de CO₂ (Hasset y Banwart, 1992; Raich y Tufekcioglu, 2000).

En virtud de que todos estos factores se modifican por el cambio de uso de suelo, resulta de interés evaluar su impacto en la respiración de la biota edáfica. Actualmente, se estima que entre 30 y 66 % del territorio nacional está bajo algún uso agrícola o ganadero (Dupuy *et al.*, 2012) y la pérdida de los recursos forestales es del orden de 500 000 a 631 000 ha al año (Díaz-Gallegos *et al.*, 2008).

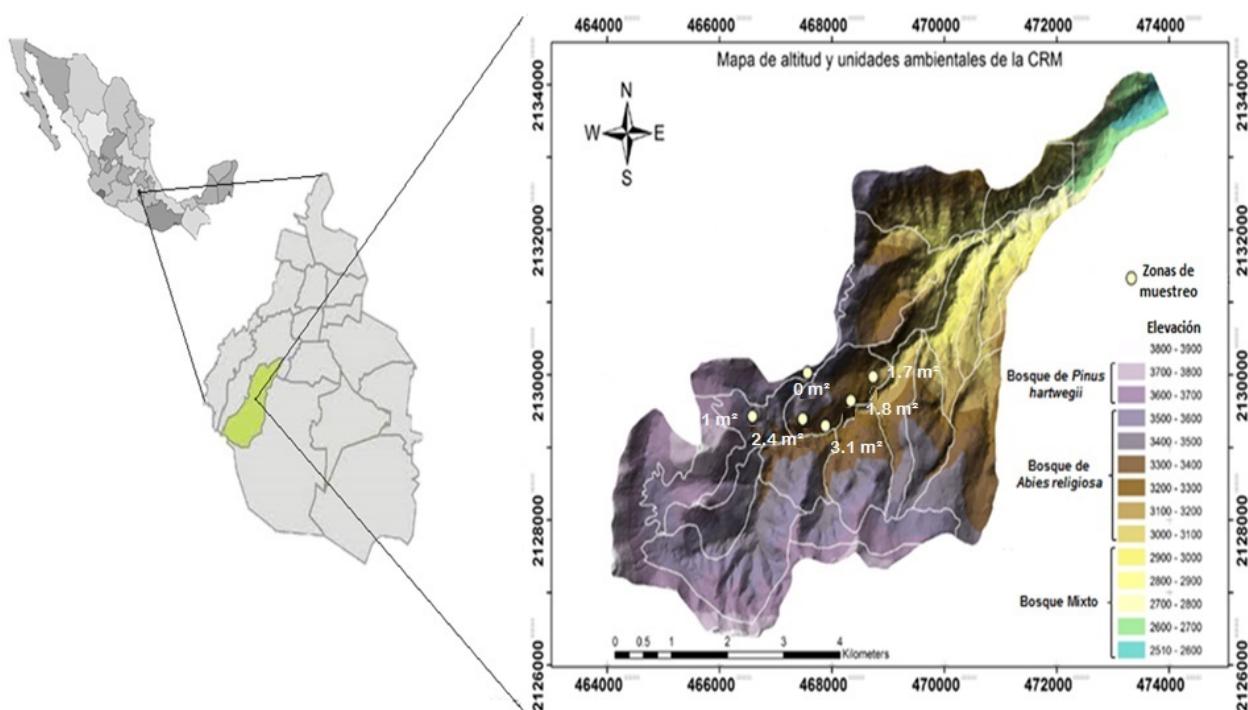
Los estudios en campo que estiman la respiración en los suelos de México son escasos (García *et al.*, 2001; Campos, 2004; Covaleda *et al.*, 2009; Campos, 2014), lo mismo sucede con los de laboratorio (Álvarez y Anzueto, 2004; Ikkonen *et al.*, 2004; Alcántara, 2009; Cruz *et al.*, 2012; Cueva *et al.*, 2016), y ninguno se ha llevado a cabo en las áreas verdes de la Ciudad de México. En ese contexto, se realizó el presente trabajo cuyo objetivo consistió en determinar y contrastar la actividad microbiana a través de la respiración, en zonas con diferente área basal en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena.



Materiales y Métodos

Zona de estudio

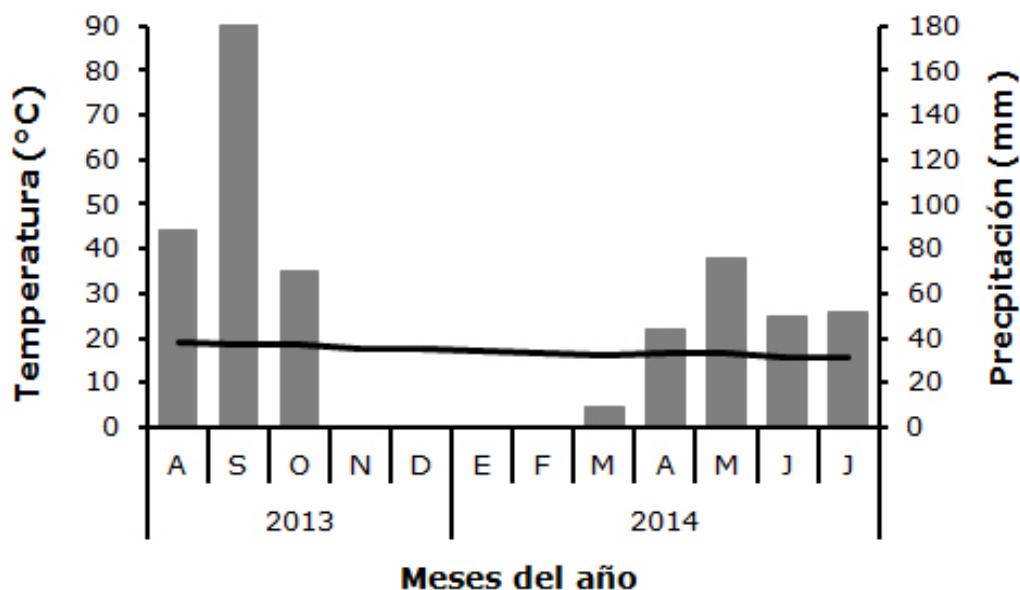
El estudio se llevó a cabo en el bosque de *Abies religiosa* perteneciente a la cuenca del Río Magdalena (CRM). Es un bosque alto, perennifolio con zonas densas que alcanza 100 % de cobertura vegetal, en el que dominan los estratos arbóreo y arbustivo; aunque, también hay zonas abiertas debido a disturbios y al ganado. Se localiza sobre pendientes pronunciadas, a 2 750-3 500 msnm. En la Figura 1 aparecen en color blanco los sitios de muestreo a lo largo del bosque de *A. religiosa* y se indica el área basal que corresponde a cada sitio.



Fuente: Modificado de Santibáñez (2009).

Figura 1. Cuenca del río Magdalena en el suroeste de la Ciudad de México.

La precipitación mínima registrada es de 1 000 mm en la parte baja y la máxima de 1 500 mm, en las cumbres más altas. Se presentan dos tipos de climas, de 2 400 a 2 800 msnm un clima subhúmedo con una temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C. De 2 800 a 3 800 msnm predomina un clima semifrío y una temperatura media anual entre 5 °C y 12 °C (García, 1988). En la Figura 2 se observan los datos de temperatura y precipitación correspondientes al periodo de estudio.



Fuente: Estación meteorológica Desviación Alta al Pedregal

Figura 2. Temperatura promedio y precipitación total por mes del periodo de estudio en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

El suelo en el bosque de *A. religiosa* en la CRM es un Andosol húmico (FAO-UNESCO) con textura media limosa a franco arenosa (INEGI, 2006). El dosel alcanza de 20 a 30 m de altura, el estrato arbustivo es de 2 a 3 m de alto y existe un estrato herbáceo. Se han citado las siguientes asociaciones vegetales: *A. religiosa* - *Roldana angulifolia* (DC.) H. Rob. & Brettell y *A. religiosa* - *Acaena elongata* L. (Almeida-Leñero et al., 2007).

Selección de sitios

El estudio se realizó en septiembre de 2013 (estación de lluvias) y en mayo de 2014 (estación seca). Se eligieron seis sitios con diferente cobertura vegetal (Cuadro 1), donde se trazó un cuadro de 25 × 25 m por sitio, en los cuales se registró el número de especies y el perímetro a la altura del pecho (PAP) de los árboles de *Abies religiosa* para obtener el área basal.

En el sitio más perturbado no había ningún árbol, la riqueza de hierbas fue de 18 taxones y el más abundante fue *Bromus carinatus* Hook. & Arn., maleza nativa de México que se utiliza como forraje (Rzedowski y Rzedowski, 2001); en el otro extremo del gradiente de conservación, se localiza el sitio conservado con la presencia dominante de árboles de *A. religiosa*. Al sitio con la mayor riqueza (26 especies) le correspondió un área basal de 180 cm² y el arbusto dominante fue *Senecio angulifolius* DC. (Cuadro 1), taxón característico de estadios sucesionales intermedios en bosques templados (Rzedowski y Rzedowski, 2001).

Cuadro 1. Área basal de los árboles en pie, la riqueza vegetal y el nombre de la especie más abundante en cada uno de los sitios en el bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltl. & Cham. en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

Área basal (cm ²)	0	100	170	180	240	310
Riqueza vegetal	18	9	24	26	14	2
Especie dominante	<i>Bromus carinatus</i> Hook. & Arn.	<i>Acaena elongata</i> L.	<i>Salvia gesneriflora</i> Lindl. & Paxton	<i>Senecio angulifolius</i> DC.	<i>Senecio angulifolius</i> DC.	<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltl. & Cham.

En la esquina y el centro de cada cuadro se recolectó una muestra de suelo a 10 cm de profundidad con ayuda de un nucleador *Soilmoisture* 200-A (10 cm de alto × 7 cm de diámetro). Se tuvieron cinco réplicas por sitio en cada una de las estaciones (lluviosa y seca). Las muestras fueron almacenadas en un refrigerador a 4 °C hasta su procesamiento. Al mismo tiempo, en cada punto se obtuvo una segunda muestra inalterada de suelo con un nucleador de 100 cm³.

Preparación y análisis

Las primeras cinco muestras se tamizaron con una malla de 2.38 mm de apertura para estimar la respiración bacteriana y fúngica, y el contenido gravimétrico de agua. En la muestra inalterada, se midió la densidad aparente, la concentración de carbono (C) y de nitrógeno (N) total, así como el pH.

Los análisis de C y N se realizaron en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos del Colegio de Postgraduados (Colpos). El nitrógeno total se determinó por digestión ácida con ácido sulfúrico y análisis colorimétrico (Technicon Industrial Systems, 1977). El C total se determinó por el método de *Walkley-Black* modificado (Technicon Industrial Systems, 1977).

La densidad aparente se obtuvo a partir de la muestra inalterada de suelo, la cual se secó a 105 °C hasta alcanzar un peso constante (Siebe et al., 2006).

El pH se registró con un potenciómetro *Conductronic PC18* (Hendershot et al., 2007).

El contenido gravimétrico de agua se determinó al pesar 50 g de suelo recolectado en campo y se colocó en un horno de secado *Binder ED53-UL#02-30777* a 105 °C hasta alcanzar un peso constante (Jarrell et al., 1999).

Respiración microbiana

Se siguió la técnica de *Isermeyer* (Alef, 1995) para la medición de la liberación de CO₂ por parte de la biomasa microbiana total del suelo, la cual consiste en colocar un peso conocido de suelo (no se humedeció) en un vaso de Precipitado de 100 mL dentro de frascos con tapa hermética, en los que se añadió una solución de NaOH al 0.05 M; enseguida se colocaron en una incubadora *Percival GR41VL* a 25 °C durante tres días. Al terminar este periodo, se agregaron 5 mL de solución de cloruro de bario (BaCl₂) al 0.5 M y cuatro gotas de indicador (solución de fenolftaleína al 0.05 M) y las muestras se tornaron color rosa. Por último, la solución color rosa se tituló con ácido clorhídrico (HCl) a una concentración de 0.05 M, hasta que se tornó incolora. La cantidad de CO₂ se determinó a partir del volumen de HCl utilizado (Alef, 1995).

Para la biomasa fúngica se usó la misma técnica, pero se le añadió ácido láctico ($C_3H_6O_3$ al 85 %) para eliminar a las poblaciones bacterianas, y así, evaluar la liberación de CO_2 por parte de los hongos (Van Netten *et al.*, 1994; Dubal *et al.*, 2004; Wolf *et al.*, 2012). Para calcular la liberación del CO_2 bacteriano, se restó al CO_2 microbiano total el CO_2 fúngico.

Los frascos control no tenían suelo, y con ellos se siguió el mismo procedimiento.

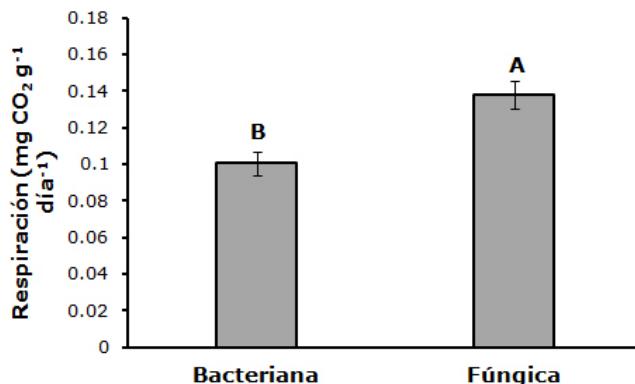
Análisis estadístico

Para el análisis de la liberación de CO_2 , se hizo un análisis de varianza (en cumplimiento con los supuestos de normalidad y homocedasticidad) de tres vías, en el que se consideraron como factores la fuente de CO_2 (bacteriano, fúngico), el sitio (área basal) y estacionalidad de las lluvias; cuando hubo diferencias significativas se procedió a realizar la prueba de *Tukey*. También, se efectuaron regresiones lineales entre las variables edáficas y la liberación de CO_2 . Todos los análisis se llevaron a cabo con 95 % de confianza en el paquete estadístico *STATISTICA* 8.0 (StatSoft Inc., 2007).

Resultados

Se registraron diferencias significativas en la liberación de CO_2 entre la biomasa bacteriana y la biomasa fúngica ($F_{(1,96)} = 138.34$; $P < 0.0001$). La liberación potencial de CO_2 de la biomasa fúngica fue superior a la bacteriana (Figura 3).

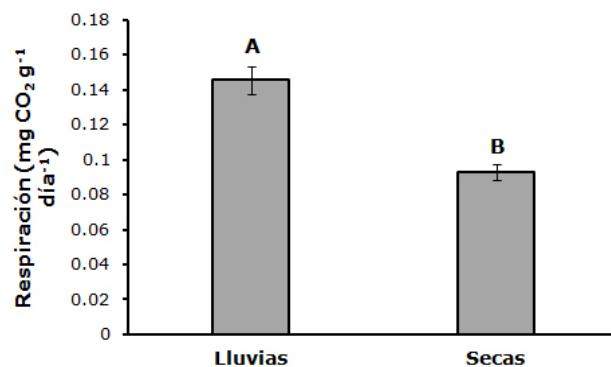




Las letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.0001$).

Figura 3. Liberación potencial de CO₂ de la biomasa bacteriana y fúngica en el bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

La liberación de CO₂ también evidenció diferencias significativas entre temporadas ($F_{(1,96)} = 279.55$; $P < 0.0001$). Se registró 1.6 veces mayor respiración en la estación de lluvias en comparación con la temporada seca (Figura 4).



Las letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.0001$).

Figura 4. Liberación potencial de CO₂ en temporada de lluvias y secas en el bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

La emisión de CO₂ en los sitios tuvo diferencias significativas ($F_{(5,96)} = 32.4$; $P < 0.0001$). El valor más alto se observó en el sitio con un área basal de 100 cm² y el más bajo en aquel con 240 cm²; hubo una diferencia de 40 % entre ambos sitios (Cuadro 2). En el sitio con el área basal más alta (ausencia de sotobosque y estrato herbáceo) se verificó 13 % menos liberación de CO₂, con respecto al valor más grande.

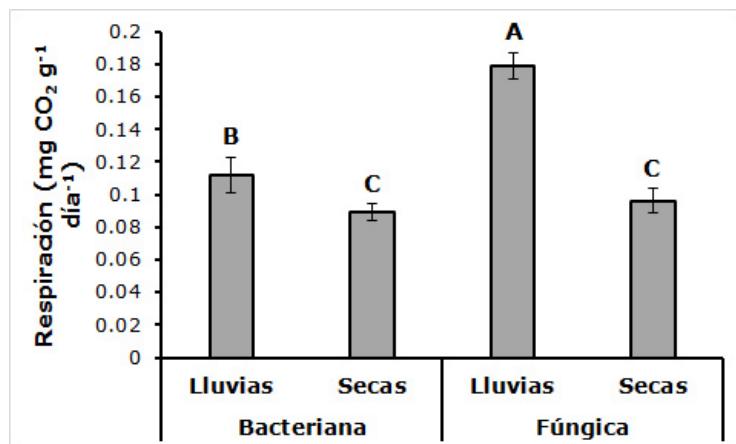
Cuadro 2. Liberación potencial de CO₂ microbiano (promedio ± desviación estándar) de seis sitios con área basal diferente en el bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

Área Basal (cm ²)	CO ₂ (mg CO ₂ g ⁻¹ día ⁻¹) Promedio
0	0.106 (±0.055) CD
100	0.155 (±0.072) A
170	0.116 (±0.072) C
180	0.108 (±0.033) CD
240	0.094 (±0.040) E
310	0.135 (±0.042) B

Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.0001$).

La interacción entre la fuente de liberación de CO₂ y la temporada fue significativa ($F_{(1,96)} = 90.42$; $P < 0.0001$). El máximo valor correspondió a la combinación de biomasa fúngica en la temporada de lluvias, y la liberación de CO₂ fue aproximadamente el doble de lo que se registró en la temporada de secas en cada uno de los grupos de microorganismos (Figura 5).





Las letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.001$).

Figura 5. Liberación potencial de CO₂ de la biomasa bacteriana y fúngica en temporada de lluvias y secas en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

La interacción entre la fuente de liberación de CO₂ y los sitios con diferente área basal, también fue significativa ($F_{(5,96)} = 34.94$; $P < 0.0001$). Los valores más bajos correspondieron a la biomasa bacteriana en los sitios con 170 y 180 cm² de área basal, y los más altos a los sitios de 170 y 310 cm² en combinación con la biomasa fúngica.

Asimismo, la interacción entre temporada y sitios con diferente área basal resultó significativa ($F_{(5,96)} = 35.18$; $P < 0.0001$). En la temporada de secas en el sitio con 240 cm² de área basal se determinó el valor más bajo; mientras que el mayor fue para el sitio con área basal de 100 cm², en la época lluviosa.

Finalmente, la interacción entre fuente de liberación de CO₂, temporada y sitios con diferente área basal fue significativa ($F_{(5,96)} = 36.65$; $P < 0.0001$); la biomasa bacteriana del sitio con 170 cm² de área basal tuvo el menor promedio en la temporada de lluvias; y el más alto para la biomasa fúngica se estimó en el sitio de 100 cm², en la misma época.

Si bien, se detectaron diferencias en la liberación de CO₂ entre sitios, la relación entre el área basal y la respiración no fue significativa, pero sí se presentaron relaciones lineales con algunas de las variables del suelo. La liberación potencial de CO₂ de la biomasa bacteriana se relacionó lineal y positivamente con el contenido gravimétrico

de humedad en el suelo ($R^2 = 0.36$, $F_{(1,28)} = 15.54$; $P < 0.001$) y con la densidad aparente ($R^2 = 0.52$, $F_{(1,28)} = 29.89$; $P < 0.0001$) en la temporada de lluvias (Figura 6).

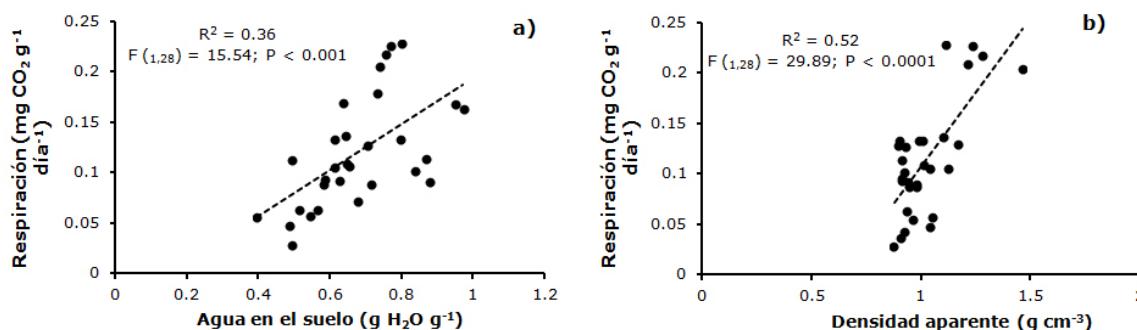


Figura 6. Relación entre la liberación potencial de CO_2 de la biomasa bacteriana y el contenido gravimétrico de humedad (a) y entre la densidad aparente (b) en la temporada de lluvias, en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

La liberación de CO_2 por parte de la biomasa fúngica, también se relacionó de manera lineal y positiva con el contenido gravimétrico de humedad en el suelo durante la época de secas ($R^2 = 0.67$, $F_{(1,28)} = 33$; $P < 0.0001$) y con la densidad aparente en lluvias ($R^2 = 0.55$, $F_{(1,28)} = 33$; $P < 0.0001$) (Figura 7).

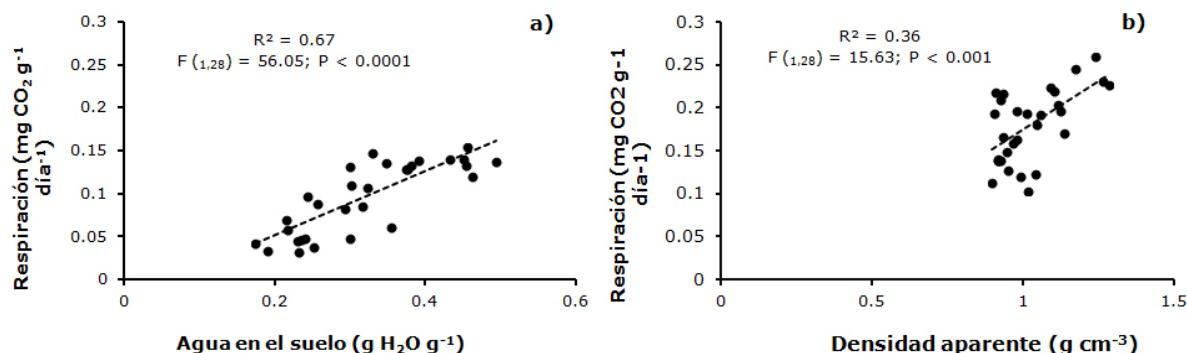


Figura 7. Relación entre la liberación potencial de CO_2 de la biomasa fúngica y el contenido gravimétrico de humedad en la época de secas (a) y entre la densidad aparente en la temporada de lluvias (b), en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

También, en la temporada de lluvias la liberación de CO₂ por parte de la biomasa fúngica se relacionó lineal y positivamente con el pH ($R^2 = 0.48$, $F_{(1,28)} = 25.97$; $P < 0.0001$) y la calidad de la materia orgánica del suelo (estimada a través de la relación C:N) ($R^2 = 0.44$, $F_{(1,28)} = 22.31$; $P < 0.0001$). Los valores más bajos de respiración se observaron en un pH cercano a 4 y los más altos en valores próximos a 6; en tanto que la actividad de la biomasa fúngica aumentó a valores altos del cociente C/N (Figura 8).

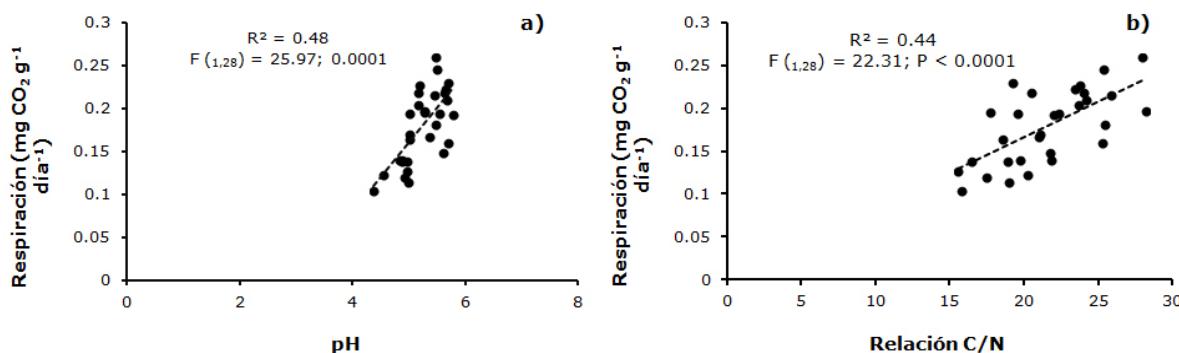


Figura 8. Relación entre la liberación de CO₂ de la biomasa fúngica y el pH (a) y la relación C/N (b), en la cuenca del río Magdalena en la Ciudad de México.

Discusión

Los valores registrados de CO₂ están dentro del intervalo citado para los bosques templados: 0.01 a 0.70 mg CO₂ g⁻¹ día⁻¹ (Bailey et al., 2002; Ikkonen et al., 2004; Campos, 2014).

Aunque no se determinó una relación entre el área basal y la liberación potencial de CO₂, el sitio donde se registró una riqueza de nueve especies vegetales, con la dominancia de *Acaena elongata* y cuya área basal fue de 100 cm², registró los valores más altos de CO₂, seguido por el sitio en el que solo había árboles (310 cm²) de *A. religiosa*, lo que sugiere, como en otros estudios, que las tasas de respiración heterotrófica se modifican de acuerdo a los cambios en la estructura de la vegetación durante la sucesión, lo cual se ha observado tanto en bosques templados, como en subtropicales (Yan et al., 2009; Susyan et al., 2011).

En en presente estudio, la liberación de CO₂ por la biomasa microbiana (bacterias y hongos) fue diferente entre los sitios, pero no siguió un patrón ascendente en función del área basal o de la riqueza de especies (Cuadro 2). Así, el valor más alto de respiración además de registrarse en un sitio con pocas especies vegetales (9), coincidió con la dominancia de *Acaena elongata*, especie indicadora de disturbio, que presenta alta demanda de luz, que tiende a crecer en manchones y a dominar el estrato herbáceo (Rzedowski y Rzedowski, 2001), y que impide el establecimiento de otras especies.

En dos de los sitios con presencia importante de árboles (180 y 240 cm² de área basal) *Senecio angulifolius*, taxón dominante que alcanza hasta 5 m de altura, favorece la entrada y establecimiento de otros taxa en el suelo (Rzedowski y Rzedowski, 2001), lo que significa que la sucesión está en un estadio intermedio; aquí se registraron valores bajos de liberación potencial de CO₂. En cambio, Susyan *et al.* (2011) observaron que las tasas de respiración basal del suelo, así como la biomasa microbiana aumentan durante el proceso de sucesión posterior al abandono de las tierras de uso agrícola, lo cual atribuyen a un aumento en las entradas y acumulación de C orgánico en el suelo.

Por lo que respecta a la relación entre la liberación de CO₂ y algunas características edáficas, era de esperarse una reducción de las tasas de respiración debido a una alteración de la estructura del suelo, consecuente a las actividades humanas dentro de la CRM; en general, estas tienden a resultar en una compactación del suelo, y una reducción del flujo de oxígeno y agua a lo largo del perfil (Tan, 2000), lo que limita la actividad microbiana; por ello, el grado de compactación se refleja en valores altos de densidad aparente. Al respecto, Torbert y Wood (1992) y Pengthamkeerati *et al.* (2005) consignaron una reducción de 60 a 65 % de los flujos de CO₂ del suelo, con valores de densidad aparente de 1.4 – 1.8 g m⁻³. Adicionalmente, Li *et al.* (2002) observaron un decaimiento de 26 a 39 % en la abundancia de bacterias, hongos y actinomicetos en el suelo, en respuesta a un incremento de la densidad aparente. En este trabajo los valores de densidad estuvieron en el intervalo de 0.9 y 1.3 g cm⁻³, lo cual indica que el suelo no tiene problemas de compactación y que presenta una buena estructura, a pesar de los diferentes usos de suelo que existen en la CRM.

El pH ácido y un alto contenido de materiales recalcitrantes favorecen el establecimiento de las comunidades fúngicas (Joergensen y Wichern, 2008; Paul, 2015; Kamble y Bååth, 2016), de ahí que se haya registrado una relación lineal positiva y significativa entre la liberación de CO₂ de la biomasa fúngica y esas dos variables. Los resultados son consistentes con los de Lou y Zhou (2006) y Zhang *et al.* (2016), quienes documentan que los hongos son más resistentes a pH ácidos que las bacterias en suelos forestales. No obstante, los datos del estudio en la CRM presentan un claro decrecimiento de las tasas de respiración microbiana a valores de pH menores a 5. Sinsabaugh *et al.* (2008) consignan que los pH muy bajos limitan la actividad extracelular enzimática de los hongos, lo cual explicaría lo observado en este trabajo.

La relación C/N de la fracción foliar de la hojarasca de *A. religiosa* es de 50 (Barajas, 2014), lo que indica que es un sustrato de difícil degradación, en tanto que la relación C/N de la materia orgánica del suelo en la época de lluvias varió de 20 a 25 y en secas alcanzó solo valores de 15. La mayor liberación de CO₂ se registró con una relación C/N de la materia orgánica del suelo de 25, lo cual se observó en la época de lluvias, de manera que una buena calidad, aunada al agua presente en el suelo, favorecen la actividad microbiana.

Diversos autores han observado una respuesta muy marcada de las tasas de respiración microbiana en relación a la estacionalidad, presentándose los valores más altos durante la temporada de lluvias, lo cual es resultado de una mayor disponibilidad de nutrientes y agua en el suelo y a la consecuente activación de la comunidad microbiana (Raich y Schlesinger, 1992; Yan *et al.*, 2009; Wood *et al.*, 2013). Por otro lado, en los períodos de sequía el acceso a los nutrientes se torna limitado conforme la capa de agua dentro del suelo se reduce (Lou y Zhou, 2006; Barnard *et al.*, 2013), lo que resulta en tasas de descomposición más bajas y, por ende, de respiración. En la CRM se registró aproximadamente el doble de liberación de CO₂ en la temporada de lluvias, con respecto a la de secas, hecho que concuerda con lo citado en estudios realizados en ecosistemas templados, tropicales húmedos y en ambientes transformados, como los cultivos y pastizales (Munson *et al.*, 2010; Carbone *et al.*, 2011; Thomey *et al.*, 2011; Galicia *et al.* 2016).

El que se haya registrado una relación lineal positiva entre la liberación de CO₂ y el contenido de humedad en el suelo durante la temporada de secas, podría deberse a que los hongos poseen mayor resistencia a la desecación asociada a su crecimiento micelial, que permite extender sus hifas a lo largo de los poros del suelo para la absorción nutريentes y agua (De Vries *et al.*, 2012; Paul, 2015). Asimismo, los hongos como estrategas k de crecimiento producen mayor cantidad de enzimas para acceder al uso de más formas orgánicas de C acumuladas durante este periodo (Waldrop *et al.*, 2006).

Conclusiones

Los resultados indican que los sitios en las primeras etapas de un proceso de sucesión y que tienen menos área basal en la CRM, generan una liberación potencial alta de CO₂ en el suelo.

También, se corrobora la relación entre algunas características del suelo y la actividad microbiana; el contenido gravimétrico de humedad, el pH, la densidad aparente y la calidad de la materia orgánica modifican la liberación potencial de CO₂. Por lo tanto, se trata de un proceso multifactorial.

Finalmente, se sugiere la recuperación de las áreas perturbadas para disminuir las emisiones de CO₂ del suelo a la atmósfera de la Ciudad de México.

Agradecimientos

Al Programa de Investigación en Cambio Climático 2012 (PINCC): “La cuenca del río Magdalena, D.F. como sitio de referencia para el monitoreo de los efectos del cambio climático”, por el apoyo y financiamiento para la realización de este proyecto.

Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Guadalupe Barajas Guzmán: trabajo de campo, análisis de resultados y escritura del manuscrito; Dulce Hernández Rosales: trabajo de campo y de laboratorio; Sally Paredes García: trabajo de campo y laboratorio; Juan Carlos Peña Becerril: trabajo en campo y revisión del escrito; Javier Álvarez Sánchez: trabajo de campo y revisión del escrito.

Referencias

- Alcántara, A. 2009. Producción de CO₂ microbiano en suelos de bosques templados de Oaxaca: una comparación de sitios húmedos y secos. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 73 p.
- Alef, K. 1995. Soil respiration. *In:* Alef, K. and P. Nannipieri (eds.). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press Inc. San Diego, CA, USA. pp. 214-215.
- Almeida-Leñero, L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinosa, M. J. Ordóñez y J. Jujnovsky. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica* 84-85: 53–64.
- Álvarez S., J. and M. Anzueto M. 2004. Soil microbial activity under different corn cropping systems in the highlands of Chiapas, México. *Agrociencia* 38(1): 13-22.
- Barajas G., G. 2014. Descomposición, respiración del suelo y macrofauna edáfica en la cuenca del Río Magdalena, México, D. F. *In:* Paz, F. y J. Wong (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie: Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Edo. de Méx., México. pp. 93-100.

- Bailey, V., L. Smith and H. Bolton. 2002. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 997–1007. Doi: 10.1016/S0038-0717(02)00033-0.
- Barnard, L., C. Osborne and K. Firestone. 2013. Responses of soil bacterial and fungal communities to extreme desiccation and rewetting. *International Society for microbial Ecology* 7(11): 2229–2241. Doi: 10.1038/ismej.2013.104.
- Campos, C. 2004. Effects of subsistence system on soil surface CO₂-C flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). *Forest Ecology and Management* 199(2-3): 273–282. Doi:10.1016/j.foreco.2004.05.045.
- Campos, C. 2014. Trends in soil respiration on the eastern slope of the Cofre de Perote Volcano (Mexico): Environmental contributions. *Catena* 114: 59-66. Doi:10.1016/j.catena.2013.10.010.
- Carbone, M., C. Still, R. Ambrose, T. Dawson, A. Williams, C. Boot and J. Schimel. 2011. Seasonal and episodic moisture controls on plant and microbial contributions to soil respiration. *Oecologia* 167(1): 265-278. Doi: 10.1007/s00442-011-1975-3.
- Covaleda, S., C. Prat, F. García O., J. Etchevers, J. Gallardo. y F. Paz. 2009. Flujos de CO₂ edáfico en un transecto de bosque de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, México). In: Campo A., J. y M. Conti (eds.). *Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos*. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España. pp.123–153.
- Cruz R., E., A. Cruz R., L. Aguilera G., H. Norman M., R. Velázquez, G. Nava B., L. Dendooven y B. Reyes R. 2012. Efecto en las características edáficas de un bosque templado por el cambio de uso de suelo. *Terra Lationamericana* 30(2): 189–197.

Cueva, A., C. Robles, J. Payan and E. Yépez. 2016. Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana* 34(3): 253–269.
Doi:10.1007/s10021-012-9537-z.

De Vries, F., M. Liiri, L. Bjornlund, M. Bowker, S. Christensen, H. Setala and R. Bardgett. 2012. Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change* 2: 276–280. Doi: 10.1038/nclimate1368.

Delgadillo, E. 2011. Productividad primaria neta de los bosques templados de la Cuenca del Río Magdalena. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 82 p.

Díaz-Gallegos, J. R., J. F. Mas y A. Velázquez M. 2008. Monitoreo de los patrones de deforestación en el Corredor Biológico Mesoamericano, México. *Interciencia* 33(12): 882–890.

Dubal, Z. B., A. M. Paturkar, V. S. Waskar, R. J. Zende, C. Latha, D. B. Rawool and M. M. Kadam. 2004. Effect of food grade organic acids on inoculated *S. aureus*, *L. monocytogenes*, *E. coli* and *S. Typhimurium* in sheep/goat meat stored at refrigeration temperature. *Meat Science* 66 (4): 817-821. Doi: 10.1016/j.meatsci.2003.08.004.

Dupuy R., J. M., J. L. Hernández S., R. Hernández J., F. Tun D. y F. May P. 2012. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán. *Investigación ambiental* 4(1): 130-140.

Galicia, L., A. Gamboa, S. Cram, B. Chávez, V. Peña V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34: 1-29.

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. UNAM. México, D. F., México. 90 p.

García, N., E. Romero, S. Galicia, A. Ibáñez, B. Platero, R. Ramos and G. Almendros. 2001. Behavior of the soil biogeochemical cycles on control sites of coffee growing agroecosystems from Pluma Hidalgo, Oaxaca (Mexico). *In*: Weber, J., E. Jamroz, J. Drozd and A. Karczewska (eds.). Biogeochemical processes and cycling of elements in the environment. Polish Society of Humic Substances. Wroclaw, Poland. pp. 343–344.

Hasset, J. and W. Banwart. 1992. Soils and their environment. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA. 424 p.

Hendershot, W., H. Lalande and M. Duquette. 2007. Soil reaction and exchangeable acidity. *In*: Carter, M. R. (eds.). Soil sampling and methods of analysis. Carter CRC Press. Boca Raton, FL, USA. pp. 173–178.

Ikkonen, E., E. Ángeles-Cervantes y N. E. García-Calderón. 2004. Producción de CO₂ en Andosoles afectados por incendios forestales en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. *Terra Latinoamericana* 22(4): 425-431.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2006. Cuaderno estadístico delegacional. Magdalena Contreras. INEGI. México, D.F., México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825006450> (1 de febrero de 2019).

Jarrell, M., D. Armstrong, F. Grigal, F. Eugene, M. Curtis and H. Wedin. 1999. Soil Water and Temperature Status. *In*: Robertson, G. P., D. C. Coleman, C. S. Bledsoe and P. Sollins (eds.). Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press. Oxford, UK. pp. 55-73.

Joergensen, R. and F. Wichern. 2008. Quantitative assessment of the fungal contribution to microbial tissue in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 40(12): 2977-2991. Doi: 10.1016/j.soilbio.2008.08.017.

Jujnovsky, J., L. Galván y M. Mazari-Hiriart. 2013. Zonas protectoras forestales: El caso de los bosques de la Cañada de Contreras, Distrito Federal. Investigación Ambiental 5(2): 5-15.

Kamble, P. and E. Bååth. 2016. Comparison of fungal and bacterial growth after alleviating induced N-limitation in soil. Soil Biology and Biochemistry 103: 97–105. Doi: 10.1016/j.soilbio.2016.08.015.

Latimer, R. and D. Risk. 2016. An inversion approach for determining distribution of production and temperature sensitivity of soil respiration. Biogeosciences 13(7): 2111–2122. Doi:10.5194/bg-13-2111-2016.

Li, C. H., B. L. Ma and T. Q. Zhang. 2002. Soil bulk density effects on soil microbial populations and enzyme activities during the growth of maize (*Zea mays* L.) planted in large pots under field exposure. Canadian Journal of Soil Science 82(2): 147-154. Doi:10.4141/S01-026.

Luo, Y. and X. Zhou. 2006. Soil respiration and the environment. Academic Press. San Diego, CA, USA. 328 p.

Munson, S., T. Benton, W. Lauenroth and C. Burke. 2010. Soil carbon flux following pulse precipitation events in the shortgrass steppe. Ecological Research 25(1): 205-211. Doi:10.1007/s11284-009-0651-0.

Noh, N. J., M. Kuribayashi, T. M. Saitoh, T. Nakaji, M. Nakamura, T. Hiura and H. Muraoka. 2016. Responses of soil, heterotrophic, and autotrophic respiration to experimental open-field soil warming in a cool-temperate deciduous forest. Ecosystems 19(3): 504–520. Doi: 10.1007/s10021-015-9948-8.

Paul, E. A. (ed.). 2015. Soil microbiology, ecology and biochemistry. Academic Press. Burlington, MA, USA. 582 p.

Pengthamkeerati, P., P. P. Motavalli, R. J. Kremer and S. H. Anderson. 2005. Soil carbon dioxide efflux from a claypan soil affected by surface compaction and applications of poultry litter. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109 (1-2): 75-86. Doi:10.1016/j.agee.2005.02.013.

Raich, J. and W. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 44(2): 81-99. Doi:10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x.

Raich, J. and A. Tufekcioglu. 2000. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biochemistry* 48(1): 71-90. Doi: 10.1023/A:1006112000616.

Rzedowski, G. y J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F., México. pp. 33, 38, 235, 936-938.

Santibáñez A., G. 2009. Composición y estructura del bosque de *Abies religiosa* en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la Cuenca del Río Magdalena, México, D.F. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 136 p.

Siebe, C., J. Reinhold y K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de las Ciencias del Suelo. Texcoco, Edo. de Méx., México. 54 p.

Sinsabaugh, R., C. Lauber, M. Weintraub, B. Ahmed, S. Allison, C. Crenshaw, D. Cusack, S. Frey, M. Gallo, T. Gartner, S. Hobbie, K. Holland, B. Keeler, J. Powers, M. Stursova, C. Takacs-Vesbach, M. Waldrop, M. Wallenstein, D. Zak and H. Zeglin. 2008. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecology Letters* 11(11): 1252-1264. Doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x.

StatSoft Inc. 2007. Statistica para windows. Version manual 6.0. StatSoft Inc. Tulsa, OK, USA. n/p.

Susyan, E., S. Wirth, N. Ananyeva and E. Stolnikova. 2011. Forest succession on abandoned arable soils in European Russia—Impacts on microbial biomass, fungal-bacterial ratio, and basal CO₂ respiration activity. European Journal of Soil Biology 47(3): 169–174. Doi: 10.1016/j.ejsobi.2011.04.002.

Tan, K. 2000. Environmental soil science. Marcel Dekker, Inc. New York, NY, USA. 452 p.

Technicon Industrial Systems. 1977. Individual/simultaneous determination of nitrogen and/or phosphorus in BD acid digests. Industrial Method No. 329-374. W./B. Technicon Industrial Systems. Tarrytown, NY, USA. pp. 239-374.

Thomey, M., S. Collins, R. Vargas, J. Johnson, R. Brown, D. Natvig and M. Friggens. 2011. Effect of precipitation variability on net primary production and soil respiration in a Chihuahuan Desert grassland. Global Change Biology 17(4): 1505-1515. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02363.x.

Tischer, A., K. Potthast and U. Hamer. 2014. Land-use and soil depth affect resource and microbial stoichiometry in a tropical mountain rainforest region of southern Ecuador. Oecologia 175(1): 375–393. Doi: 10.1007/s00442-014-2894-x.

Torbert, A. and C. Wood. 1992. Effects of soil compaction and water-filled pore space on soil microbial activity and N losses. Communications in Soil Science and Plant Analysis 23(11): 1321–1331. Doi: 10.1080/00103629209368668.

Van Netten, P., J. Huis in't Veld and D. Mossel. 1994. The immediate bactericidal effect of lactic acid on meat-borne pathogens. Journal of Applied Bacteriology 77: 490–496. Doi: 10.1111/j.1365-2672.1994.tb04392.x.

Waldrop, M., D. Zak, C. Blackwood, C. Curtis and D. Timan. 2006. Resource availability controls fungal diversity across a plant diversity gradient. Ecology Letters 9: 1127-1135. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00965.x.

Wolf, M., M. Miller, A. Parks, G. Loneragan, A. Garmyn, L. Thompson, A. Echeverry and M. Brashears. 2012. Validation comparing the effectiveness of a lactic acid dip with a lactic acid spray for reducing *Escherichia coli* O157:H7, Salmonella, and Non-O157 Shiga toxicogenic *Escherichia coli* on beef trim and ground beef. Journal of Food Protection 75(11): 1968 - 1973. Doi: 10.4315/0362-028X.JFP-12-038.

Wood, T., M. Dettlo and W. Silver. 2013. Sensitivity of soil respiration to variability in soil moisture and temperature in a humid tropical forest. PLoS ONE 8(12):1–8. Doi: 10.1371/journal.pone.0080965.

Yan, J., D. Zhang, G. Zhou and J. Liu. 2009. Soil respiration associated with forest succession in subtropical forests in Dinghushan Biosphere Reserve. Soil Biology y Biochemistry 41(5): 991–999. Doi: 10.1016/j.soilbio.2008.12.018.

Zhang, Q., J. Wu, F. Yang, Y. Lei, Q. Zhang and X. Cheng. 2016. Alterations in soil microbial community composition and biomass following agricultural land use change. Scientific Reports 6: 1-10. Doi: 10.1038/srep36587.

Zimmermann, M., K. Davies, V. Peña and M. Bird. 2015. Impact of temperature and moisture on heterotrophic soil respiration along a moist tropical forest gradient in Australia. Soil Research 53(3): 286–297. Doi: 10.1071/SR14217.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.