



Tropical and Subtropical Agroecosystems
E-ISSN: 1870-0462
ccastro@uady.mx
Universidad Autónoma de Yucatán
México

Suárez M., Gabriela; Campos C., Adolfo; Cruz H., Lourdes
DINÁMICA DEL CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO EN ECOSISTEMAS DE LA
COSTA TROPICAL SECA, EN LA MANCHA (CICOLMA), VERACRUZ, MÉXICO
Tropical and Subtropical Agroecosystems, vol. 18, núm. 3, 2015, pp. 347-361
Universidad Autónoma de Yucatán
Mérida, Yucatán, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93944043009>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org



DINÁMICA DEL CARBONO Y NITRÓGENO DEL SUELO EN ECOSISTEMAS DE LA COSTA TROPICAL SECA, EN LA MANCHA (CICOLMA), VERACRUZ, MÉXICO

[SOIL CARBON AND NITROGEN DYNAMICS IN TROPICAL DRY COASTAL ECOSYSTEMS IN LA MANCHA, VERACRUZ, MEXICO]

Gabriela Suárez M.¹ Adolfo Campos C.^{2*}, Lourdes Cruz H.²

¹Alumna de Maestría, Universidad Veracruzana, México
e-mail: suar_mg6@hotmail.com

²Instituto de Ecología, A. C., Carretera antigua a Coatepec, No. 351,
El Haya, Xalapa, Ver., C. P. 91070, México.
e-mail: lourdes.cruz@inecol.mx, adolfo.campos@inecol.mx

*Corresponding author

RESUMEN

Esta investigación se realizó en La Mancha (CICOLMA), en los sitios de Selva mediana subcaducifolia, Acahuil y en Matorral sobre dunas. El objetivo fue estudiar la dinámica del carbono y del nitrógeno orgánico del suelo para cuantificar la mineralización de la materia orgánica y el suministro de nitrógeno. En laboratorio, muestras de suelo se incubaron a 25 °C por un período de 97 días. En ese período de incubación se realizaron 10 muestreos para monitorear la dinámica del carbono ($\text{CO}_2\text{-C}$) y del nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^-) del suelo. Los resultados mostraron que, los contenidos de carbono orgánico acumulativo siguió la siguiente tendencia: Matorral_Hondonada (2.70 mg g^{-1}) > Acahuil (2.0 mg g^{-1}) > Selva (1.9 mg g^{-1}) > Matorral_Cima (1.2 mg g^{-1}). La comparación de medias por Tukey ($\alpha = 0.05$) reveló diferencias sólo entre Matorral_Hondonada y Matorral_Cima. Los contenidos de nitrógeno inorgánico acumulativo presentó el siguiente orden: Acahuil (1284 mg kg^{-1}) > Matorral_Hondonada (1140 mg kg^{-1}) > Selva (1021 mg kg^{-1}) > Matorral_Cima (302 mg kg^{-1}). El análisis estadístico mostró diferencias sólo entre Matorral_Cima y los demás tratamientos. Se observó que la mineralización de la materia orgánica y el suministro de nitrógeno fueron mayores en Matorral_Hondonada y Acahuil, respectivamente. Se concluye que la mineralización de la materia orgánica y el suministro de nitrógeno están en función del tipo de ecosistema y de las propiedades del suelo.

Palabras clave: mineralización de la materia orgánica del suelo; selva mediana sub-caducifolia; Acahuil; Matorral; duna.

SUMMARY

This study was carried out at the La Mancha Coastal Research Center (CICOLMA) in tropical semi-deciduous forest, secondary forest and two locations in coastal dune scrub (crest and slack). The aim was to study the carbon and organic nitrogen dynamics of the soil to quantify organic matter mineralization and nitrogen supply. In the laboratory, soil samples were incubated at 25 °C for 97 days and over this time 10 samples were analyzed to monitor the soil's carbon ($\text{CO}_2\text{-C}$) and nitrogen (NH_4^+ , NO_3^-) dynamics. The results reveal that mean cumulative organic carbon content was: dune slack (2.70 mg g^{-1}) > secondary forest (2.0 mg g^{-1}) > semi-deciduous forest (1.9 mg g^{-1}) > dune crest (1.2 mg g^{-1}). A comparison of the means using Tukey's test ($\alpha = 0.05$) detected differences only between the dune slack and the crest. Mean cumulative inorganic nitrogen content was: secondary forest (1284 mg kg^{-1}) > dune slack (1140 mg kg^{-1}) > semi-deciduous forest (1021 mg kg^{-1}) > dune crest (302 mg kg^{-1}), with significant differences only between the dune crest and the other treatments. In general, organic matter mineralization was higher in the dune slack and nitrogen supply was higher in the secondary forest. We conclude that organic matter mineralization and nitrogen supply are depending on the type of ecosystem and soil properties.

Key words: soil organic matter mineralization; tropical semi-deciduous forest; secondary forest; scrub; dune.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas tropicales se encuentran en constante transformación y en pérdida de su vegetación primaria. Esto puede ser por disturbios naturales como los huracanes o la dinámica de claros, así como por disturbios de origen antrópico dados por la proliferación de actividades humanas de alto impacto e intensidad como la ganadería y la agricultura (Martínez-Ramos, 1985; Capers *et al.* 2005; Martínez-Ramos y García-Orth 2007). Este cambio en la conformación de la vegetación lleva a continuos procesos de regeneración forestal. Estos procesos son los encargados de regresar la composición estructural y funcional de un sistema a un estado similar al que tenía antes del disturbio (Martínez-Ramos y García-Orth 2007). En ecosistemas naturales, sin la intervención humana, la transformación y movimiento de materiales dentro del reservorio de materia orgánica del suelo es un proceso dinámico controlado por el clima, el tipo de suelo, la vegetación y los organismos del suelo (Bot y Benítez, 2005). El mantillo que se acumula en la superficie del suelo y la producción de biomasa, generalmente conducen a una actividad biológica alta en el suelo y en la superficie del suelo (Quideau, 2005). Este equilibrio produce casi un ciclo cerrado en la transferencia de nutrientes entre el suelo y la vegetación adaptada a las condiciones del sitio geográfico, resultando en condiciones casi perfectas para el crecimiento de las plantas, por ejemplo condiciones micro climáticas con adecuada humedad en el suelo (Gregorich and Janzen, 2000; Bot y Benítez, 2005). Contrario a lo anterior, en sistemas antrópicos, la actividad biológica del suelo es afectada por los sistemas de manejo y por los tipos de plantas que se establecen (Bot y Benítez, 2005). La simplificación de la vegetación y la pérdida de la capa de mantillo en los sistemas cultivados, conduce a una disminución en la cantidad de materia orgánica que anualmente se incorpora al suelo, y los organismos que habitan en la superficie del suelo y en la capa de mantillo también son eliminados (Lal *et al.* 2000; Bot y Benítez, 2005). La labranza es una de las prácticas agrícolas que más reduce el contenido de materia orgánica del suelo, porque cada vez que se labra es aireado el suelo. Así que, como la mineralización de la materia orgánica es un proceso aeróbico, el oxígeno estimula la actividad de los microorganismos del suelo, que se alimentan de materia orgánica, acelerando de esta manera el ciclo del carbono (Magdoff y Weil, 2004; Bot y Benítez, 2005).

La materia orgánica del suelo (MOS) es uno de los recursos naturales más importantes, y es la base de la fertilidad del suelo (Sparks, 1999). El término materia orgánica del suelo se utiliza para describir los componentes orgánicos y generalmente se refiere al carbono orgánico total contenido en el suelo (Baldock y Skjemstad, 2000). La materia orgánica del suelo

puede ser de origen vegetal, animal y microbiano, y consiste de un *continuum* de materiales en varios estados de descomposición por la acción de procesos bióticos y abióticos (Baldock y Skjemstad, 2000; Curtin and Wen, 1999). El proceso de mineralización de la MOS libera carbono a la atmósfera como CO₂, mientras algo de carbono es asimilado en los tejidos microbianos, por ejemplo en la biomasa microbiana, y otra parte se convierte en sustancias húmicas a través del proceso de humificación (Sparks, 1999). La función más importante de la materia orgánica del suelo es que proporciona la energía metabólica que dirige los procesos biológicos del suelo y los efectos directos e indirectos que esto tiene en otras propiedades y procesos del suelo (Sparks, 1999; Tan, 2003). El carbono fijado en el proceso de la fotosíntesis es depositado en el suelo durante el crecimiento de las plantas, y por este medio se proporciona el sustrato de carbono a los organismos del suelo que descomponen física y químicamente la estructura orgánica (Sparks, 1999; Tan, 2003). Los organismos del suelo (biota), usan los residuos de las plantas y los animales y los derivados de la materia orgánica como alimentos (Tan, 2003). A medida que descomponen los residuos y la materia orgánica, los nutrientes son liberados dentro del suelo en formas que pueden ser absorbidas por las plantas (Sparks, 1999; Tan, 2003).

La mineralización de la materia orgánica del suelo en los ecosistemas naturales y perturbados, es una fase de alta prioridad para el suministro de nitrógeno inorgánico (Curtin and Campbell, 2008; Jarvis *et al.* 1996). El amonio (NH_4^+) es el producto inicial de la mineralización heterótrofa y después por oxidación (realizada por microorganismos autótrofos) se transforman a nitrato (NO_3^-) a través del proceso conocido como nitrificación (Jansson and Persson, 1982; Havlin *et al.* 1999). Las concentraciones de amonio y de nitratos en el suelo, son de gran importancia durante el período de crecimiento de las plantas (Jansson, 1982; Havlin *et al.* 1999). De los nutrientes que las plantas necesitan para su crecimiento, el nitrógeno es requerido en mayor cantidad a la que habitualmente se encuentra en forma disponible en el suelo (Havlin *et al.* 1999). Las formas de nitrógeno asimilables por la planta son NH_4^+ y NO_3^- (Havlin *et al.* 1999). El suministro de nitrógeno al suelo es sensible a los factores que controlan la mineralización potencial del nitrógeno (por ejemplo las propiedades del suelo y las prácticas de manejo) y a condiciones ambientales (por ejemplo, humedad y temperatura) que regulan la actividad biótica (Griffin, 2008; ZebARTH *et al.* 2009). En la evaluación del suministro de nitrógeno por el suelo se utilizan métodos biológicos que implican la incubación del suelo en condiciones óptimas para promover la mineralización de N y medir N inorgánico que se produce durante un período de tiempo específico

(Campbell *et al.* 1998; Parkin *et al.* 2002). Estos métodos se basan en el hecho de que la transformación del N del suelo bajo condiciones de campo involucra procesos basados en microorganismos (Parkin *et al.* 2002). Los métodos biológicos, particularmente la incubación aeróbica, simulan la mineralización de N en condiciones de campo (Sharifi *et al.* 2007). Stanford y Smith (1972) fueron los primeros que propusieron un método de incubación para evaluar la mineralización del nitrógeno, incubando muestras de suelo por más de 20 semanas bajo óptimas condiciones de temperatura y humedad.

En esta investigación se analiza la dinámica del carbono y nitrógeno orgánico del suelo en parcelas permanentes de selva mediana sub-caducifolia conservada, acahuall de 17 años (en potrero abandonado) y en matorral sobre dunas, para generar conocimiento científico sobre la mineralización de la materia orgánica del suelo y del suministro de nitrógeno mineral. Para ello se realizó un experimento de incubación de muestras de suelo para analizar específicamente, cómo se comporta la producción de CO₂, y de NH₄⁺ y NO₃⁻, que son las formas principales de nitrógeno disponible para las plantas, provenientes de la mineralización de la materia orgánica; y para identificar si la producción de CO₂, NH₄⁺ y NO₃⁻ varía con el tipo de ecosistema bajo estudio. Nuestra hipótesis fue que el proceso de restauración estimula la mineralización del carbono y nitrógeno orgánico debido al efecto regulatorio de la calidad de la materia orgánica del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Centro de Investigaciones Costeras La Mancha (CICOLMA), que pertenece al Instituto de Ecología A.C (INECOL). Está ubicado a 19° 35' lat. N y 96° 22' long. W, sobre la planicie costera del Golfo de México al centro de Veracruz, 25 km al N de la Ciudad José Cárdenas, en el municipio de Actopan (Figura 1). CICOLMA tiene una superficie de 83 ha con una gran variedad de vegetación. Es un mosaico heterogéneo y dinámico, que cuenta con vegetación en diferentes fases de sucesión ya sea primaria o secundaria que crece muy cerca uno de otro y son sitios con condiciones edáficas muy relacionadas.

El clima de la región se caracteriza por ser estacional, con una temperatura anual promedio que puede variar entre los 21.1 °C en enero y 27.3 °C en junio. Los valores máximos y mínimos de temperatura extrema registrados en la zona son de 40.5 °C y 6 °C. El clima de tipo Aw₂ cálido sub-húmedo de acuerdo a la clasificación de Köeppen (García, 1981). La

precipitación total anual oscila de 899 a 1829 mm, el mes más lluvioso varía de un año a otro, entre junio y septiembre. Los registros de precipitación y temperatura que se tienen para la estación permiten reconocer claramente dos épocas, la primera corresponde al periodo de lluvias que se presenta entre junio y septiembre, donde se tiene una precipitación total anual del 78%, y la segunda es la época seca que se registra entre los meses de octubre a mayo (Travieso-Bello y Campos, 2006). Adicionalmente la región de La Mancha se encuentra influenciada por vientos provenientes del noreste y norte, siendo estos últimos los que permiten diferenciar una tercera época ("nortes") con vientos muy fuertes y húmedos que aportan un porcentaje importante de la precipitación anual en los meses de noviembre a febrero (Travieso-Bello y Campos, 2006).

En cuanto a los tipos de suelo que se encuentran en los terrenos de la CICOLMA, según la clasificación establecida por FAO/UNESCO, corresponden los tipos: arenosol cámbico, arenosol lúvico, arenosol calcárico poco humificado y arenosol calcárico ligeramente humificado (Travieso-Bello y Campos, 2006). Esto permite reconocer que los suelos de la zona son principalmente arenosos y pueden variar en su permeabilidad, fertilidad y concentración de materia orgánica dependiendo de la topografía de los terrenos (Travieso-Bello y Campos, 2006).

Este trabajo se centró en el mosaico de vegetación compuesto por: a) la selva mediana sub-caducifolia, b) acahuall de 17 años (en potrero abandonado) y c) matorral sobre dunas costera, todos incluidos dentro de los terrenos pertenecientes a CICOLMA (Figura 2). A continuación se describen brevemente cada uno de estos tres tipos de vegetación:

- a) La selva mediana sub-caducifolia ubicada en La Mancha crece sobre dunas costeras, tiene en el área de conservación su último remanente sobre dunas (Castillo-Campos, 2006). El paisaje de La Mancha está muy humanizado, sin embargo, conserva una importante flora nativa a la que se han incorporado numerosas plantas introducidas involuntariamente o voluntariamente (Castillo-Campos, 2006). Existe una gran diversidad de árboles que forman parte de la flora silvestre de dicha selva (Castillo-Campos, 2006). Es mediana porque los árboles con los que cuenta no rebasan los 30 metros de altura, y es subcaducifolia porque algunos árboles son de hoja caduca y otros de hoja perenne (Castillo-Campos, 2006). Aquí habita una cantidad más amplia de animales y vegetales como mapaches, tlacuaches, armadillos, iguanas, cangrejos, y dentro de los árboles: nacatles, mulatos, cedros, caobas, quiebrachos, rabia, ficus y ojites, entre otros (Castillo-Campos, 2006).

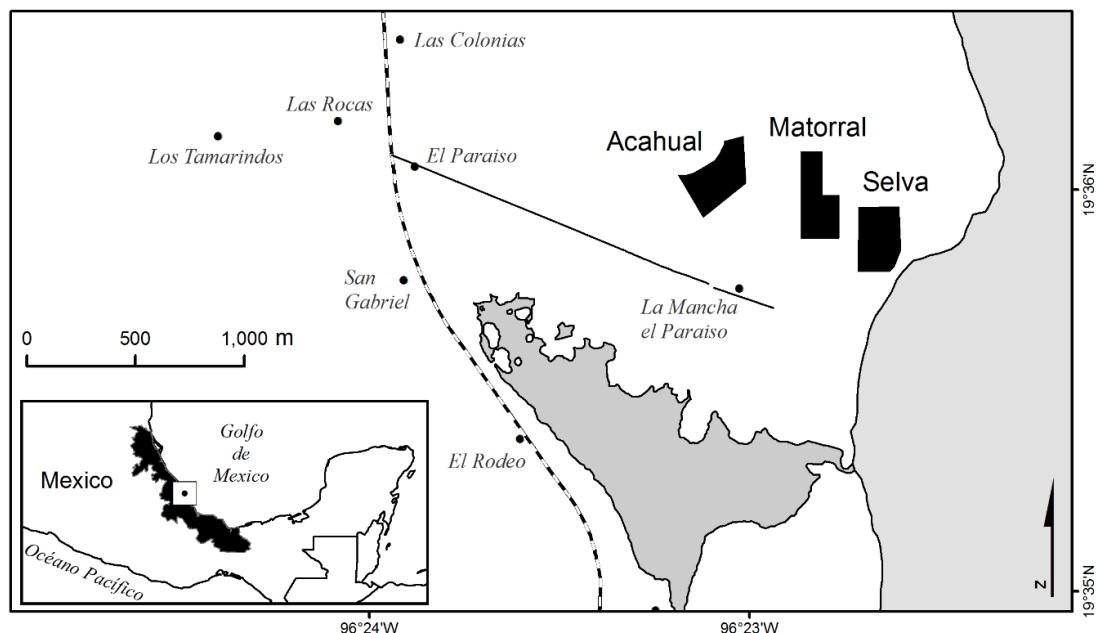


Figura 1. Localización de los sitios de estudio.



Figura 2. Parcelas del estudio a largo plazo de la vegetación y dinámica de regeneración del paisaje, dentro del proyecto: “Estructura de la vegetación y dinámica de la regeneración forestal en un mosaico heterogéneo en el trópico seco del centro de Veracruz” (Laborde, CB2010/152457 CONACYT).

El símbolo de esta selva mediana subcaducifolia, es el *Ficus secapalos* o *matapalos*. Aquí habita un cangrejo rojo, el cual influye grandemente en la conservación de esta selva, porque con sus madrigueras además de que oxigenan la tierra, la proveen de una gran cantidad de

materia orgánica que sirve como fertilizante a los árboles de la zona (Castillo-Campos, 2006). Adicionalmente se pueden identificar otro tipo de dinámicas en esta selva como lo es la dinámica de claros, pues debido a la gran cantidad de elementos

- involucrados (variables ambientales, variables estructurales) la selva pueda presentar procesos de “mini sucesiones” en respuesta a este tipo de disturbio cuya intensidad y duración son variables para cada caso (Begon *et al.* 2006).
- b) Acahuall. En La Mancha se tienen diferentes parches de vegetación secundaria que se han clasificado en tres categorías: pastizal, matorral y bosque secundario (Travieso-Bello *et al.* 2006). Este sitio ha pasado por transformaciones derivadas de la perturbación de la selva baja caducifolia y la introducción de pastizales cultivados con fines ganaderos y que presentan diversos grados de perturbación es por eso que las comunidades de plantas que se han establecido ahora pasan por procesos para poder establecerse en el lugar (Travieso-Bello *et al.* 2006). La vegetación en este sitio no suele conservarse como tal, sino que al detenerse el disturbio agropecuario que la generó se inician procesos sucesionales que dan lugar a comunidades con distinta estructura y composición florística (Travieso-Bello *et al.* 2006). Cabe mencionar que en 1995 durante 20 años esta tierra fue usada para la ganadería, usando el suelo para cultivar pastos que hasta estas fechas siguen tomando parte del terreno (Travieso-Bello *et al.* 2006). Actualmente, a 17 años de haber detenido el disturbio antrópico, se tiene un acahuall con dosel arbóreo de entre 4 y 10 m de altura, donde la riqueza de herbáceas frecuentemente supera el 50% del total de especies registradas para la región (Mesa, 2013).
- c) Matorral. Las dunas costeras constituyen un tipo de ecosistema formado a partir de la acumulación de arena por el viento. Estas son modeladas por procesos geomórficos como la acción del agua, del viento y procesos biológicos (Moreno-Casasola y Vázquez, 2006; Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006; López-Ramírez, 2007). Este es un ecosistema que presta numerosos servicios ambientales tales como: atrapar y almacenar arena (zona de amortiguamiento entre el mar y la tierra), proteger otros ecosistemas de las fuerzas de la naturaleza (vientos huracanados), entre otros (Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006). Por sus características propias las dunas exhiben una serie de gradientes relacionados con los factores ambientales que se presentan en cada una de sus zonas (Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006). En algunas zonas se pueden observar las coberturas vegetales abiertas compuestas de herbáceas y arbustos bajos, que con el tiempo se van transformando en pastizales con algunos arbustos (Moreno-Casasola y Vázquez, 2006; Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006). Se considera que estos matorrales pueden crecer en tal medida que se encaminen a convertirse en una selva baja (Moreno-Casasola y Travieso-Bello, 2006), así como el establecimiento de manchones de vegetación, hacen menos posible la retención de agua de lluvia necesaria para el crecimiento de otro tipo de especies. En este sitio los nutrientos suelen estar menos disponibles por la densidad menor de microorganismos que descompongan la materia orgánica del suelo (Mesa, 2013).

Muestreo de suelos en las áreas de estudio

Fase de campo

Para el muestreo de suelos, cada parcela experimental se dividió en tres secciones. En cada sección se aplicó un muestreo sistemático que consistió en distribuir cinco puntos espaciados cada cinco metros, correspondiendo a cinco sub-muestras de suelo. Las cinco sub-muestras de cada sección se mezclaron para formar una muestra compuesta. Por las características topográficas de la parcela de Matorral sobre duna, el esquema de muestreo de suelos se aplicó en la Cima y en la Hondonada de la duna. En todos los casos, las muestras de suelo se obtuvieron de 0 - 10 cm de profundidad del suelo. Las muestras de suelo se colocaron en bolsas de plástico y se trasladaron al laboratorio del INECOL, en Xalapa. En el laboratorio, las muestras de suelo se colocaron en el área de secado. Las muestras de suelo con la estructura de campo se secaron al aire en charolas de 20 x 20 cm.

Experimento de incubación

Las muestras secas y sin tamizar se llevaron al laboratorio para instalar el experimento de incubación. Otra porción de muestra se tamizó para la realización del análisis físico y químico de suelos.

Previamente a la incubación se pesaron 20 g de suelo seco al aire (sin tamizar) y se colocaron en frascos de polipropileno de 100 mL. Posteriormente, a las muestras de suelo se les agregó agua destilada hasta 55% de su capacidad de almacenamiento de agua, enseguida se mezclaron cuidadosamente el suelo con el agua con una espátula para homogeneizar la humedad en toda la muestra de suelo. El frasco que contenía el suelo, se colocó dentro de un frasco de polipropileno de 1.2 L (de boca ancha), se aplicó de 1 a 2 mL de agua destilada en el fondo de dicho frasco (1.2 L) para mantener una atmósfera saturada de humedad, además se colocó dentro otro frasco de polipropileno de 100 mL, que contenía 20 mL de una solución de NaOH 0.25 M, para capturar el CO₂ respirado durante el período de incubación, finalmente se selló el frasco de 1.2 L con masking tape para evitar fugas de CO₂. El experimento de incubación contempló tres réplicas de cada muestra y dos réplicas de blancos (frascos que no tuvieron suelo, sólo el agua y el vial con el NaOH) para cuantificar la carbonatación ambiental del NaOH, que se podría producir al abrir la incubadora y los frascos. Para mantener la humedad del suelo constante (55% de espacio poroso ocupado por agua), durante el período

de incubación se pesaron los frascos con el suelo cada semana y cuando fue el caso se hizo el ajuste de humedad. Las muestras de suelo se incubaron por triplicado a 25 °C (+/- 1 °C) en un arreglo aleatorio en una incubadora (Lab-Line, Imperial III Incubator) por un período de 97 días. En ese período de incubación se hicieron 10 muestreos (1, 2, 3, 7, 10, 27, 35, 45, 66 y 97 día) para monitorear la dinámica del carbono y del nitrógeno del suelo.

Las muestras se mantuvieron destapadas en charolas de almacenamiento de plástico (60 x 30 x 10 cm), en cuya base se colocó una película de agua destilada, finalmente se taparon con un film plástico perforado con una aguja para tener condiciones aeróbicas. Las muestras de la charola de almacenamiento fueron mantenidas en la misma incubadora, a la misma temperatura y humedad del aire que los frascos de 1.2 L para medición; hasta que fueron transferidas y mantenidas en los frascos de medición, durante el período de cuantificación. Por ejemplo, para la medición del día 1, en el momento de instalar el experimento, se debieron colocar los triplicados de las muestras y los blancos en sus respectivos frascos de medición, con sus respectivos viales con NaOH, sellados al aire. Cumplido este plazo (por ejemplo 1 día) se retiraron de la incubadora, se taparon los viales con NaOH, y se hizo la determinación de CO₂-C por acidimetría con el método de Anderson (1982). Así que, el CO₂ respirado fue atrapado en solución alcalina de NaOH 0.25 M (agregando un exceso de BaCl₂ 1M, para precipitar el ion carbonato) y se midió en los días 1, 2, 3, 7, 10, 27, 35, 45, 66 y 97 (10 muestreos), después de haber instalado el experimento. El CO₂-C se calculó de la siguiente manera:

$$\text{CO}_2\text{-C (mg)} = (\text{mL HCl b} - \text{mL HCl m}) * \text{M} * \text{E}$$

Donde:

HCl b= Volumen de ácido clorhídrico usado para titular el blanco.

HCl m = Volumen de ácido clorhídrico usado para titular la muestra.

M = Molaridad del ácido

E = peso equivalente (6 para C).

El N inorgánico se determinó por extracción del suelo en cada muestra en 11 fechas de muestreo incluyendo el T0 (tiempo cero, muestra no incubada), 1, 2, 3, 7, 10, 27, 35, 45, 66 y 97. La determinación de nitrógeno inorgánico (Mulvaney, 1996) se basa en la extracción del amonio intercambiable por equilibrio de la muestra de suelo con KCl 2 N y su determinación por destilación mediante arrastre de vapor en presencia de MgO. La adición de la aleación de Devarda permite incluir la determinación de nitratos.

Análisis estadístico

El modelo lineal general (GLM) fue usado para evaluar las diferencias en los contenidos de carbono orgánico total acumulado y para el nitrógeno inorgánico acumulado durante el período de la incubación y los sitios experimentales. Las diferencias significativas para las medias fueron realizadas por el procedimiento de Tukey ($p \leq 0.05$). Las pruebas estadísticas y los gráficos fueron realizados usando SAS (2000) y SigmaPlot 13.0, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades del suelo

En la tabla 1 se presentan los datos de las propiedades químicas y físicas de los suelos en los sitios estudiados. En general, todos los sitios presentaron texturas gruesas, con valores de arena mayores que 80%. Los suelos de los sitios de Acahual y Selva presentaron una textura de tipo arenoso franco, con valores de limo de 10.8 % y 9.5 %, respectivamente; mientras que los sitios de Matorral presentaron textura de arena (> 93%), con menos de 2.0 % de arcilla. Los suelos de Acahual y Selva presentaron un pH neutro (7) y ligeramente alcalino (7.4) respectivamente; mientras que los sitios del Matorral presentaron un pH moderadamente alcalino (7.8), siendo el Matorral_Cima el que presentó el valor más alto (8). Los valores de pH altos (Acahual y Selva) y muy altos (Matorral_Cima y Hondonada) podrían ser atribuidos a la presencia de carbonatos en el suelo. En el campo, estos suelos mostraron fuerte efervescencia a la aplicación de HCl (10%). En todos los sitios, los niveles de carbono orgánico del suelo fueron bajos, destacándose el contenido más bajo en el sitio de Matorral_Cima y el valor más alto en el sitio de Matorral_Hondonada. Los niveles de nitrógeno total siguieron un patrón similar a los del carbono orgánico. En los sitios de Acahual y Selva, la CIC se ubica en un rango medio (12.11 cmol kg⁻¹ y 15.10 cmol kg⁻¹ respectivamente), mientras que en Matorral_Hondonada está en un nivel bajo (8.05 cmol kg⁻¹) y en Matorral_Cima la CIC está en un nivel muy bajo (2.50 cmol kg⁻¹). Las concentraciones de calcio intercambiable están en un nivel alto en los sitios de Acahual y Selva (10.54 cmol kg⁻¹ y 12.76 cmol kg⁻¹ respectivamente), mientras que en los sitios de Matorral_Cima y Matorral_Hondonada están en un nivel medio (5.45 cmol kg⁻¹ y 8 cmol kg⁻¹). Las concentraciones de magnesio se ubican en un nivel medio en el sitio de Selva (2.63 cmol kg⁻¹), bajo en los sitios de Acahual (0.99 cmol kg⁻¹) y Matorral_Hondonada (0.68 cmol kg⁻¹), y muy bajo en Matorral_Cima (0.21 cmol kg⁻¹). Los valores reportados de potasio indican concentraciones bajas en los sitios de Acahual (0.42 cmol kg⁻¹) y Selva (0.32 cmol kg⁻¹), y concentraciones muy bajas en los sitios

de Matorral_Cima ($0.03 \text{ cmol kg}^{-1}$) y Matorral_Hondonada ($0.24 \text{ cmol kg}^{-1}$). Finalmente, las concentraciones de sodio son altas en el sitio de Acahual ($0.89 \text{ cmol kg}^{-1}$), medias en los sitios de Matorral_Hondonada y Selva ($0.60 \text{ cmol kg}^{-1}$ y $0.65 \text{ cmol kg}^{-1}$ respectivamente), y bajas en Matorral_Cima ($0.23 \text{ cmol kg}^{-1}$).

Dinámica de la mineralización del carbono orgánico de suelo

En la Figura 3a se presenta la dinámica de la mineralización de carbono orgánico durante el período de la incubación para los sitios estudiados. Como puede verse en la Figura 3a, durante el período de la incubación, el Matorral_Hondonada presentó los valores promedio más altos y el Matorral_Cima los valores promedio más bajos, mientras que los sitios de Acahual y Selva se situaron en un nivel intermedio en cuanto a la dinámica del carbono orgánico. En particular, se observa para todos los sitios un pico en el día 27 de la incubación, y a partir del día 45 comienza un incremento gradual en la mineralización del carbono orgánico. Las variaciones observadas en la mineralización del carbono orgánico durante el período de la incubación podrían estar relacionadas con distintos reservorios de carbono presentes en el suelo, que difieren en su biodisponibilidad (Whalen y Sampedro, 2010). El tipo de vegetación y las especies de árboles tienen un efecto importante en la dinámica del carbono orgánico de la capa superficial del suelo (Berg and Laskowski, 2005).

La Figura 3b presenta las curvas de la mineralización acumulativa de $\text{CO}_2\text{-C}$, como una función del tiempo de incubación. En el sitio de Acahual, el valor promedio de $\text{CO}_2\text{-C}$ total acumulado al final del período de la incubación fue de 2.0 mg g^{-1} de suelo seco, con un valor mínimo 1.82 y un valor máximo de $4.0 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$ de suelo seco; en el sitio de Matorral_Cima, el valor promedio de $\text{CO}_2\text{-C}$ total acumulado fue de 1.21 mg g^{-1} , con un valor mínimo de 1.0 y un valor máximo de $1.5 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$; en el sitio de Matorral_Hondonada el valor promedio fue de $2.7 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$, con un valor mínimo de 1.8 y un valor máximo de 4.0 mg g^{-1} ; el sitio de Selva presentó un valor promedio de $1.9 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$, con un valor mínimo de 1.64 y un valor máximo de $2.29 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$. El patrón de evolución de $\text{CO}_2\text{-C}$ acumulativo (Figura 3b) revela que el sitio Matorral_Hondonada presenta el valor más alto y el sitio Matorral_Cima el valor más bajo. La cantidad de carbono orgánico del

suelo mineralizado es una señal del estado funcional de un ecosistema (Berg y Laskowski, 2005).

Las diferencias observadas en el flujo de carbono acumulado en el día 27, podrían estar relacionadas con la fracción orgánica lábil, que es la más disponible para los microorganismos que participan en la mineralización de la materia orgánica del suelo (Curtin et al. 1998; Franzluebbers *et al.* 2000; Huang *et al.* 2005).

El análisis de varianza (ANOVA) mostró que el contenido de carbono orgánico acumulado en los 97 días de incubación fue estadísticamente diferente en alguno de los tratamientos bajo estudio (Tabla 2). El promedio de los contenidos de carbono orgánico acumulativo siguió la siguiente tendencia: Matorral_Hondonada > Acahual > Selva > Matorral_Cima. Sin embargo, la comparación de medias por el procedimiento de Tukey ($\alpha = 0.05$) reveló diferencias significativas sólo entre Matorral_Hondonada y Matorral_Cima (Figura 2c). Aunque la prueba estadística haya resultado no significativa para la mayoría de los casos, es de resaltar los valores promedio de carbono orgánico en los sitios de Acahual ($2.03 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$) y de Selva ($1.90 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$) con respecto al Matorral_Cima ($1.21 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$) y al Matorral_Hondonada ($2.70 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1}$). Los valores altos de carbono orgánico registrados en Matorral_Hondonada podrían estar relacionados a la forma topográfica del sitio (Hondonada) y a la presencia de árboles y arbustos, que favorecen la acumulación de materia orgánica (por ejemplo cantidad y calidad del matillo) en el suelo, así como por la humedad que podría acumularse en el suelo, debido al efecto del micro-relieve que recibe escorrentía de la parte superior del terreno (Schoeneberger y Wysocki, 2005).

La mineralización de la materia orgánica con frecuencia está relacionada con el tipo de vegetación, las propiedades del suelo y la posición topográfica (Berg y Laskowski, 2005). Las diferencias en la calidad de la materia orgánica del suelo entre los sitios de estudio podría también haber influido el proceso de mineralización. Al respecto se señala que la fracción lábil de la materia orgánica tiene concentraciones más altas de carbono y de nitrógeno que las fracciones estabilizadas (Gregorich *et al.* 1996). Estos resultados son, por lo tanto un reflejo de la actividad biológica y de las propiedades del suelo de los ecosistemas estudiados.

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del suelo en los sitios experimentales.

Sitios	Acahuil	Matorral_Cima	Matorral_Hondonada	Selva
pH (H_2O)	7.0	8.0	7.8	7.4
K (cmol kg^{-1})	0.42	0.03	0.24	0.32
Na (cmol kg^{-1})	0.89	0.23	0.60	0.65
Ca (cmol kg^{-1})	10.54	5.45	8.0	12.76
Mg (cmol kg^{-1})	0.99	0.21	0.68	2.63
CIC (cmol kg^{-1})	12.11	2.50	8.05	15.10
P (mg kg^{-1})	2.2	1.8	1.4	6.9
C. orgánico, %	3.1	1.8	3.8	2.4
N. total, %	0.31	0.17	0.39	0.27
C/N	10.0	10.5	9.7	8.8
Limo, %	10.88	3.53	4.94	9.54
Arcilla, %	4.03	1.59	1.24	5.70
Arena, %	85.09	94.88	93.82	84.76

Dinámica de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo

En la Figura 3d se presenta los datos de la mineralización del N del suelo durante el período de la incubación para los sitios estudiados. El sitio Acahuil presentó valores promedio de nitrógeno inorgánico que variaron de 68.5 a 195.8 mg N kg^{-1} , con un valor mínimo de 19.1 y un valor máximo de 231.6 mg N kg^{-1} ; en el sitio Matorral_Cima los valores promedio variaron de 13.7 a 54.7 mg N kg^{-1} , con un valor mínimo de -6.8 y un valor máximo de 77.7 mg N kg^{-1} ; el Matorral_Hondonada presentó valores promedio que variaron de 46.2 a 197.9 mg N kg^{-1} , con un valor mínimo de 15.0 y un valor máximo de 341.8 mg N kg^{-1} ; en el sitio de Selva los valores promedio variaron de 51.5 a 151.7 mg N kg^{-1} , con un valor mínimo de 42.7 y un valor máximo de 213.8 mg N kg^{-1} . En la mayoría de los sitios (Figura 3d), el contenido de nitrógeno inorgánico comenzó a incrementarse a partir del día 7 y también se destaca que después del día 45 de la fecha de incubación, se presentaron pocos cambios en los valores del nitrógeno inorgánico.

En general, se observa que la mineralización del nitrógeno en el Matorral_Cima tuvo pocos cambios durante el período de la incubación y también fue el sitio que presentó los valores más bajos de nitrógeno inorgánico. En la Figura 3d se aprecia que al final del período de la incubación, los sitios Matorral_Hondonada y Acahuil presentaron los valores más altos de nitrógeno inorgánico. En particular, el Acahuil es el sitio que presenta las mayores variaciones en la dinámica del nitrógeno durante el período de incubación. La mineralización del nitrógeno orgánico es un componente importante del suministro de nitrógeno inorgánico para las plantas

y los microorganismos del suelo (Havlin *et al.* 1999). El nitrógeno inorgánico usualmente constituye menos del 5 % del nitrógeno total en los suelos con niveles de materia orgánica típicos (Magdoff *et al.* 1997). La proporción mayor del nitrógeno total del suelo está físicamente y químicamente protegida de la actividad microbiana en el reservorio de materia orgánica estable, mientras que las fracciones lábiles de la materia orgánica son una fuente importante de nitrógeno para las plantas y los microorganismos (Magdoff *et al.* 1997). La variabilidad observada en la mineralización del nitrógeno orgánico durante el período de la incubación podría deberse a diferentes patrones en la actividad de los microorganismos del suelo, que controlan la transformación de nitrógeno orgánico a nitrógeno mineral (Whalen y Sampedro, 2010). Estos resultados demuestran que los residuos orgánicos aportados por las parcelas de Acahuil y Matorral_Hondonada son más lábiles que los aportados por la Selva. La calidad de los residuos orgánicos influye en la mineralización de la materia orgánica del suelo (Magdoff *et al.* 1997). Esto sugiere que la calidad de la materia orgánica más que la cantidad, controla el proceso de mineralización.

La Figura 3e presenta las curvas de la mineralización acumulativa del nitrógeno inorgánico, como una función del tiempo de incubación. Los sitios Acahuil y Matorral_Cima presentaron los valores más altos y más bajos respectivamente, de nitrógeno inorgánico acumulativo durante el período de la incubación. En el Acahuil, el valor promedio de nitrógeno inorgánico acumulado al final del período de la incubación fue de 1284 mg N kg^{-1} , con un valor mínimo de 1026 y un valor máximo de 1620 mg N kg^{-1} ; en el sitio de Matorral_Cima, el valor promedio de nitrógeno inorgánico total fue de 302 mg N kg^{-1} , con un valor

mínimo de 237 y un valor máximo de 390 mg N kg⁻¹; el sitio Matorral_Hondonada presentó un valor promedio de 1140 mg N kg⁻¹ al final del período de la incubación, con un valor mínimo de 543 y un valor máximo de 1861 mg N kg⁻¹; en el sitio de Selva, el valor promedio de nitrógeno inorgánico total fue de 1021 mg N kg⁻¹, con un valor mínimo de 833 y un valor máximo de 1337 mg N kg⁻¹.

El comportamiento del N en los suelos a lo largo de la incubación, sobre todo en el caso del Acahuil y la Selva confirmaron la importancia de la textura y tipo de suelo en el proceso de la mineralización, lo que concuerda con otros autores (por ejemplo, Seneviratne *et al.* 1999), que observaron que los parámetros que determinan la liberación de nitrógeno son muy dependientes del tipo de suelo y de la composición de su materia orgánica. La estructura y las especies de la vegetación afectan los procesos del ecosistema como la producción de mantillo (Berg y Laskowski, 2005). La calidad del mantillo que entra al suelo se ha propuesto como un importante controlador de la dinámica de mineralización y liberación de nutrientes (Berg y Laskowski, 2005). La composición del mantillo varía mucho entre las especies de vegetación, incluso cuando se comparan especies estrechamente relacionadas, lo que da lugar a variaciones en las características químicas de la materia orgánica del suelo y a la colonización por los microorganismos (Stevenson y Cole, 1999).

El análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 2) mostró que el contenido de nitrógeno inorgánico acumulado en los 97 días de incubación fue estadísticamente diferente en alguno de los tratamientos bajo estudio. El promedio de los contenidos de nitrógeno inorgánico acumulativo presentó el siguiente orden (Figura 3f): Acahuil > Matorral_Hondonada > Selva > Matorral_Cima. Sin embargo, la comparación de medias por el procedimiento de Tukey ($\alpha = 0.05$) mostró diferencias significativas sólo entre Matorral_Cima y los demás tratamientos (Figura 3f). Es de resaltar el valor promedio de nitrógeno inorgánico en el sitio de Acahuil (1284.66 mg kg⁻¹), que podría estar relacionado a la presencia de leguminosas en la composición florística de este sitio (comunicación personal, Javier Laborde, CONACYT CB2010/152457). También, el valor promedio de nitrógeno inorgánico (1140.79 mg kg⁻¹) registrado en el sitio de Matorral_Hondonada es de tomarse en cuenta, y podría estar igualmente relacionado con la acumulación de materia orgánica que se favorece por la forma topográfica del sitio (hondonada) y por la presencia de árboles y arbustos que aportan residuos orgánicos a la superficie del suelo. Por lo que, este

estudio sugiere que la intensidad de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo podría estar muy ligada a la calidad del mantillo de los diferentes ecosistemas estudiados y al efecto de la posición del suelo en el micro-relieve (Schoeneberger y Wysocki, 2005).

En la Figura 4a se presentan los resultados de la dinámica de la concentración del amonio (NH_4^+) del suelo durante el período de la incubación para los sitios estudiados. En el sitio de Acahuil, los valores promedio de amonio variaron de 5.0 a 45 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, con un valor mínimo de -7.2 y un valor máximo de 80.8 mg $NH_4^+ kg^{-1}$; en el sitio de Matorral_Cima los valores promedio variaron de 5.0 a 16 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, registrándose un valor mínimo de -3.5 y un valor máximo de 35 mg $NH_4^+ kg^{-1}$; en el sitio de Matorral_Hondonada los valores promedio variaron de 21 a 57 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, presentándose un valor mínimo de 6.1 y un valor máximo de 113 mg $NH_4^+ kg^{-1}$; en el sitio de Selva los valores promedio variaron de 13 a 53 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, con un valor mínimo de 3.8 y un valor máximo de 70 mg $NH_4^+ kg^{-1}$.

El patrón general de la dinámica del amonio muestra que a partir del día 7 y para la mayoría de los sitios, la variabilidad en la concentración de amonio fue alta. Se puede ver que en la mayoría de los sitios existen picos en la producción de amonio. La cantidad y la calidad de la materia orgánica del suelo determinan la relación de liberación de nitrógeno por el proceso de ammonificación (Rice, 2005). La riqueza de especies de plantas puede influir en el proceso de ammonificación por alterar la calidad de la materia orgánica del suelo (Rice, 2005).

La Figura 4b presenta la dinámica total de la concentración de amonio (NH_4^+) durante el período de la incubación. En el sitio de Acahuil, el valor promedio de NH_4^+ total acumulado al final del experimento fue de 200 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, con un valor mínimo de 148 y un valor máximo de 294 mg $NH_4^+ kg^{-1}$; en el sitio de Matorral_Cima, el valor promedio de NH_4^+ total acumulado fue de 110 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, con un valor mínimo de 54 y un valor máximo de 170 mg $NH_4^+ kg^{-1}$; en el sitio de Matorral_Hondonada, el valor promedio de NH_4^+ total acumulado fue de 325 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, con un valor mínimo de 179 y un valor máximo de 477 mg $NH_4^+ kg^{-1}$; el sitio de Selva presentó un valor promedio de NH_4^+ total acumulado de 261 mg $NH_4^+ kg^{-1}$, con un valor mínimo de 195 y un valor máximo de 307 mg $NH_4^+ kg^{-1}$.

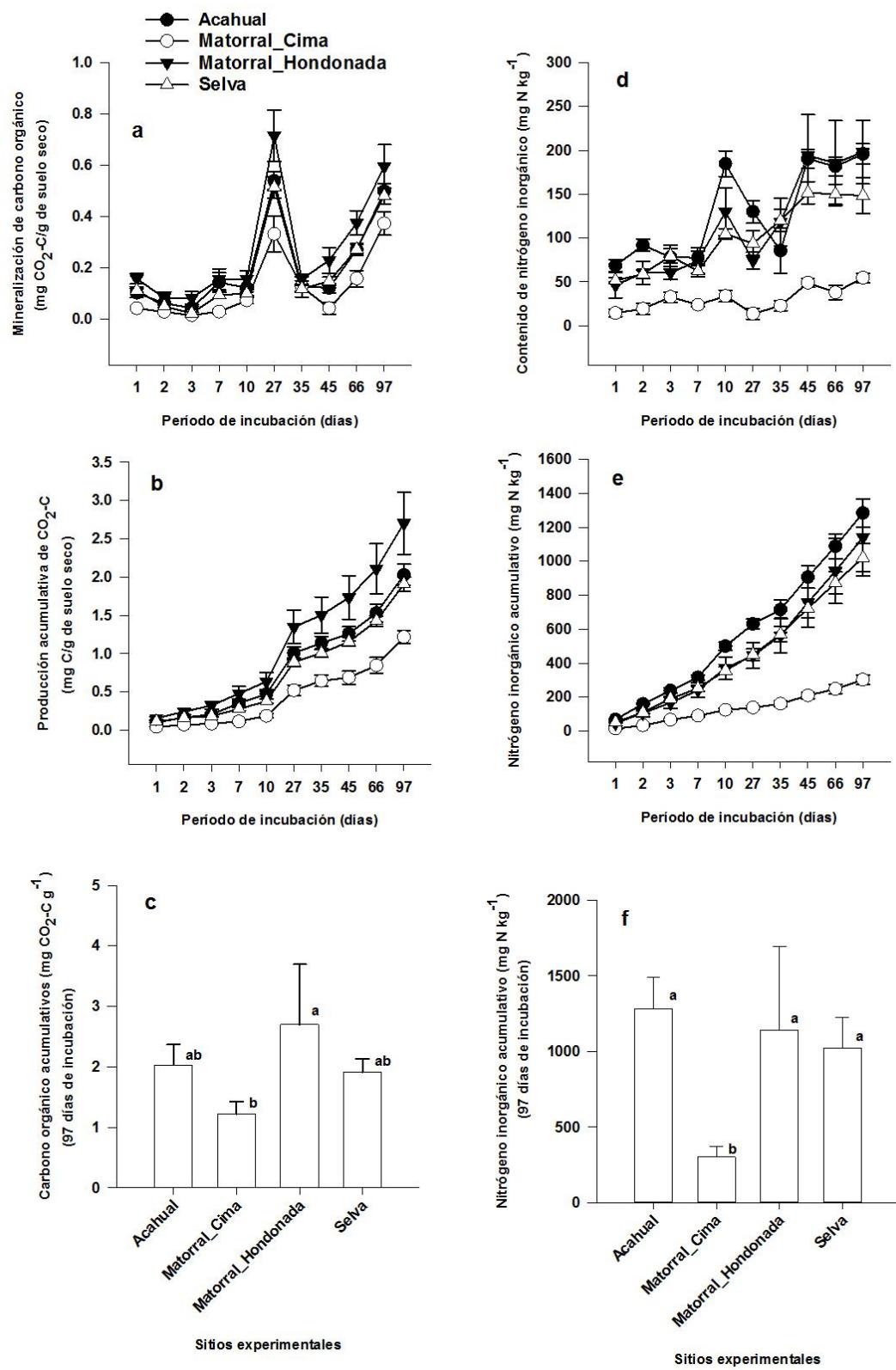


Figura 3. Dinámica de la mineralización y producción acumulativa de carbono (CO₂-C) y nitrógeno mineral durante el período de la incubación (97 días) en el suelo de los sitios de Acahuil, Matorral_Cima, Matorral_Hondonada y Selva (n = 3; las barras verticales indican el error estándar).

El patrón de la concentración acumulativa del amonio muestra que el Matorral_Hondonada produce las mayores cantidades de amonio, mientras que el sitio Matorral_Cima produce las menores cantidades de amonio.

El análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 2) mostró que el contenido de amonio acumulado en los 97 días de incubación fue estadísticamente diferente en algunos de los tratamientos bajo estudio. El promedio de los contenidos de amonio acumulativo reveló que el proceso de amonificación decreció en el siguiente orden: Matorral_Hondonada > Selva > Acahual > Matorral_Cima. La comparación de medias por el procedimiento de Tukey ($\alpha = 0.05$) mostró diferencias significativas entre Matorral_Hondonada y Acahual y Matorral_Cima pero no con Selva (Figura 4c). El valor promedio de amonio en el sitio de Selva fue estadísticamente diferente del registrado en el sitio de Matorral_Cima pero no del valor promedio registrado en el sitio de Acahual. En general se observa que la producción de amonio fue importante en los sitios de Matorral_Hondonada y de Selva. Rosenkranz *et al.* (2012) mencionan que la presencia de leguminosas reduce la velocidad de amonificación, lo que significa que una mayor proporción del reservorio de nitrógeno total estuvo involucrado en el proceso de amonificación.

En la Figura 4d se presentan los datos de la evolución de los nitratos (NO_3^-) del suelo durante el período de la incubación para los sitios estudiados. En el sitio de Acahual, los valores promedio de nitratos variaron de 61 a 182 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, con un valor mínimo de 37 y un valor máximo de 207 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$; en el sitio de Matorral_Cima los valores promedio variaron de 7.4 a 42 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, registrándose un valor mínimo de -3.2 y un valor máximo de 61 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$; en el sitio de Matorral_Hondonada los valores promedio variaron de 23 a 175 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, presentándose un valor mínimo de 5.4 y un valor máximo de 290 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$; en el sitio de Selva los valores promedio variaron de 38 a 125 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, con un valor mínimo de 15.8 y un valor máximo de 178 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$. En general se puede observar que la concentración de nitratos en la mayoría de los sitios mostró pocos cambios durante los primeros 27 días, y a partir de esta fecha se observó una tendencia de incremento en la concentración de nitratos. En la Figura 4d se destaca que el sitio Acahual presentó las concentraciones de nitratos más altas, incluso con la presencia de un pico en el día 10, mientras que el sitio Matorral_Cima presentó las concentraciones más bajas y con ligeros cambios en todo el período del experimento. Estos resultados podrían estar relacionados a la disponibilidad de amonio en los sitios estudiados. La nitrificación es un proceso importante en el ciclo del nitrógeno, y consiste

en un proceso de dos etapas: la oxidación de amoniaco (NH_3) a nitrito (NO_2) y posteriormente, nitrito a nitrato (Jarvis *et al.* 1996). Este proceso influye en la producción primaria y controla la retención de nitrógeno en el ecosistema (Jarvis *et al.* 1996).

La Figura 4e presenta la evolución total de la concentración de nitratos (NO_3^-) como una función del tiempo de la incubación. En el sitio de Acahual, el valor promedio de NO_3^- total acumulado al final del experimento fue de 1083 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, con un valor mínimo de 841 y un valor máximo de 1325 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$; en el sitio de Matorral_Cima, el valor promedio de NO_3^- total acumulado fue de 192 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, con un valor mínimo de 149 y un valor máximo de 230 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$; en el sitio de Matorral_Hondonada, el valor promedio de NO_3^- total acumulado fue de 815 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, con un valor mínimo de 364 y un valor máximo de 1384 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$; el sitio de Selva presentó un valor promedio de NO_3^- total acumulado de 759 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$, con un valor mínimo de 576 y un valor máximo de 1029 mg $NO_3^- \text{ kg}^{-1}$. El patrón de evolución de la concentración de los nitratos muestra que el Acahual origina las mayores cantidades de nitratos, mientras que el sitio Matorral_Cima produce las menores cantidades de nitratos. Otro estudio (Hamer y Makeschin, 2009) ha reportado también relaciones altas de nitrificación en sitios con leguminosas.

El análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 2) mostró que el contenido de nitratos acumulado en los 97 días de incubación fue estadísticamente diferente en alguno de los tratamientos bajo estudio. El promedio de los contenidos de nitratos acumulativos mostró que el proceso de nitrificación presentó el siguiente orden (Figura 4f): Acahual > Matorral_Hondonada > Selva > Matorral_Cima. La comparación de medias por el procedimiento de Tukey ($\alpha = 0.05$) mostró diferencias significativas sólo entre Matorral_Cima y los demás tratamientos (Figura 4f). Sin embargo es de resaltar la importancia del proceso de nitrificación en la producción de nitratos principalmente en el sitio de Acahual (1083 mg kg^{-1}), pero también en los sitios de Matorral_Hondonada (815 mg kg^{-1}) y Selva (759 mg kg^{-1}). En ese sentido, Malchiar *et al.* (2010) encontraron que la presencia de leguminosas incrementó la nitrificación, estimulada por la presencia de bacterias oxidantes del amonio. Es decir, el aumento de la disponibilidad de amonio puede influir en el potencial de nitrificación. La disponibilidad de amonio es generalmente reconocida como un factor limitante para la nitrificación (Havlin *et al.* 1999). Este estudio revela la contribución clave de la parcela de Acahual de 17 años (en potrero abandonado) al proceso de nitrificación.

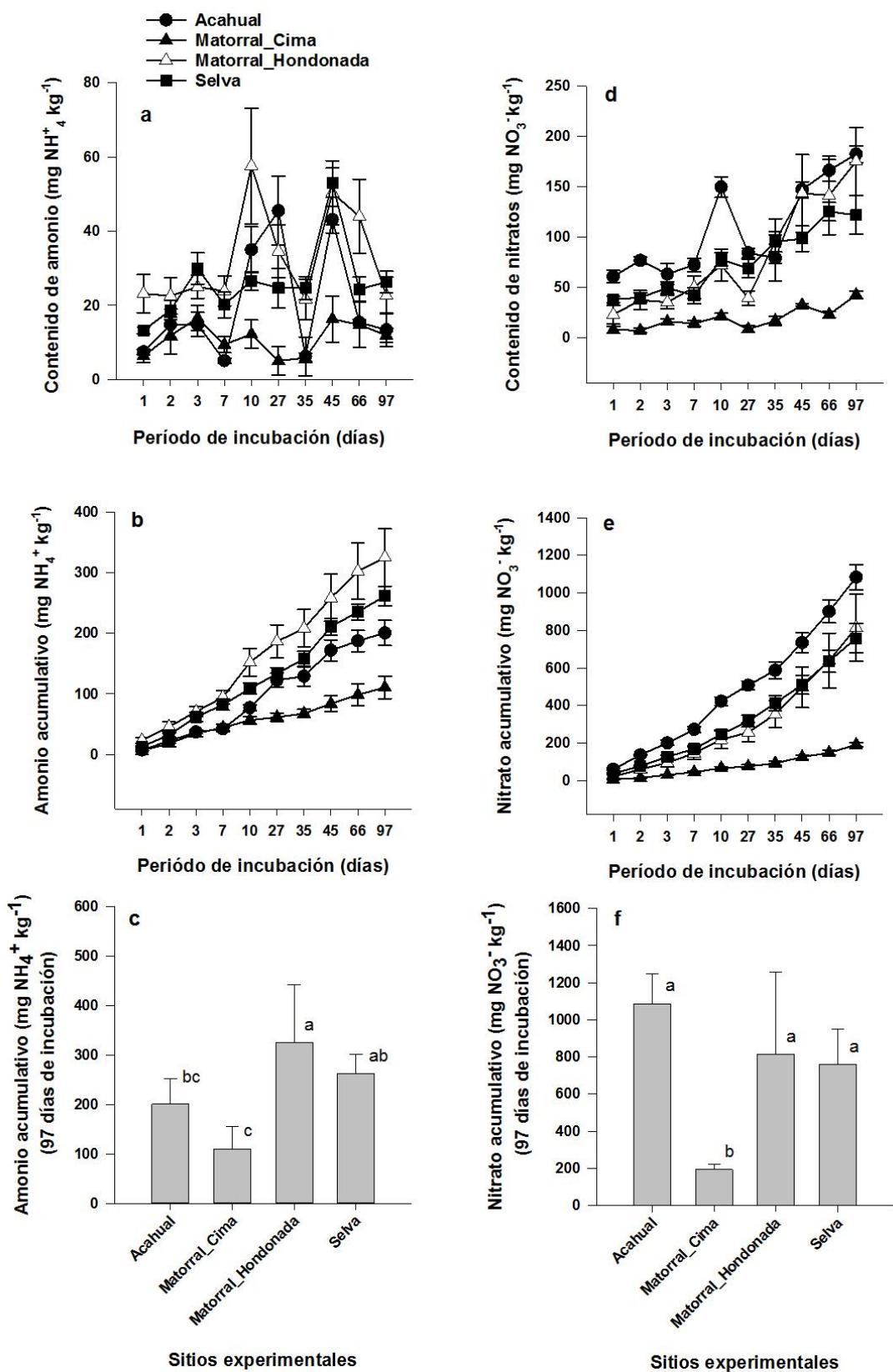


Figura 4. Dinámica de la mineralización y producción acumulativa de amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-) durante el período de la incubación (97 días) en el suelo de los sitios de Acahuil, Matorral_Cima, Matorral_Hondonada y Selva ($n = 3$; las barras verticales indican el error estándar).

Tabla 2. Análisis de varianza (ANOVA) para los contenidos acumulativos de carbono orgánico, nitrógeno inorgánico, amonio y nitratos en los sitios experimentales.

Fuente de variación	DF	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	F-Valor	Pr >F
Carbono orgánico acumulativo					
Modelo	3	6.648975	2.216325	7.48	0.0015
Error	20	5.929516	0.296475		
Total	23	12.578492			
Nitrógeno inorgánico acumulativo					
Modelo	3	3428871.74	1142957.25	11.54	0.0001
Error	20	1981718	99085.9		
Total	23	5410589.74			
Amonio acumulativo					
Modelo	3	150734.78	50244.92	10.17	0.0003
Error	20	98777.65	4938.88		
Total	23	249512.44			
Nitratos acumulativo					
Modelo	3	2526851.87	842283.87	13.12	<0.0001
Error	20	1284356.41	64217.82		
Total	23	3811208.04			

CONCLUSIONES

En función de la hipótesis y el objetivo planteado, se pudo llegar a las siguientes conclusiones: El estudio de incubación permitió cuantificar las formas lábiles del reservorio de materia orgánica del suelo que suministran el nitrógeno disponible para las plantas, y que representan uno de los principales indicadores de la fertilidad del suelo. La mineralización del carbono y del nitrógeno orgánico estuvo en función del tipo de ecosistema y de las propiedades del suelo. Aunque se presentaron pocas diferencias de textura entre los suelos de los sitios estudiados, los efectos de esas diferencias texturales en el proceso de mineralización podrían ser ecológicamente importantes por el suministro de nutrientes. La parcela de Acahual, por su historia de manejo (en potrero abandonado), podría ser el sitio actualmente con la producción de residuos orgánicos más lábiles, comparado con los otros sitios. Los resultados de este estudio sugieren que las Hondonadas de la parcela de Matorral también son muy activas en los aportes de materia orgánica lábil, pero este proceso podría estar acotado por la dinámica natural del sistema de duna activa que forma este paisaje. Los resultados de la parcela de Selva muestran que es un sistema más estable en relación al proceso de mineralización de la materia orgánica del suelo. En esta investigación, el estudio de la mineralización de la materia orgánica se realizó en muestras de suelo de la capa superficial, así que más investigaciones son necesarias para evaluar el potencial de mineralización de la materia orgánica en los diferentes horizontes del suelo.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Proyecto CONACYT CB2010/152457). Gabriela Suárez Mandujano contó con el apoyo de una beca (becaria #19781) que contribuyó a la tesis que para obtener el grado de Ingeniero Agrónomo presentó en la Universidad Veracruzana. Agradecemos a Rosario Landgrave su apoyo para la elaboración del mapa de ubicación del área de estudio.

REFERENCIAS

- Anderson, J.P.E. 1982. Soil respiration. In: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. 2nd edition. Agronomy Monograph, No. 9. ASA. Madison. WI. pp. 831-871.
- Baldock, J.A. and J.O. Skjemstad. 2000. Soil organic carbon/soil organic matter. In: Peverill, K. I., Sparrow, L. A., and Reuter, D. J. (eds.). Soil Analysis: An Interpretation Manual. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia. pp. 159-170.
- Begon, M. Townsend. C.R. and Harper, J.L. 2006. Ecology: From individuals to ecosystems. Blackwell Publishing. Malden. MA. USA. p 469.

- Berg, B. y Laskowski, R. 2005. Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover. Academic Press, NY, USA. p. 448.
- Bot, A. and Benites, J. 2005. The importance of soil organic matter: Key to drought-resistance soil and sustained food production. FAO. Soil Bulletin 80. Rome.
- Campbell, C.A., Jame, Y. W. and de Jong, R. 1998. Predicting net nitrogen mineralization over a growing season: Model verification. Canadian Journal of Soil Science. 68: 537–552.
- Capers, R.S., Chazdon, R. L., Redondo-Brenes, A. and Vilchez-Alvarado, B. 2005. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. Journal of Ecology. 93:1071-1084.
- Castillo-Campos, G. 2006. Las Selvas. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, México. pp. 221-230.
- Curtin, D. and Wen, G. 1999. Organic matter fractions contributing to soil nitrogen mineralization potential. Soil Science Society of America Journal. 63:410-415
- Curtin, D. and Campbell, C. A. 2008. Mineralizable nitrogen. In: Carter, M. R. and Gregorich, E. G. (eds.). Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC. Boca Raton, FL. USA. pp. 599-606.
- Curtin, D., Campbell, C. A., Jalil, A. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. Soil Biology and Biochemistry. 30: 57–64.
- Franzluebbers, A.J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Schonberg, H. H., Hons, F. M. 2000. Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. Soil Science Society of America Journal. 64:613–623.
- García, E. 1981. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köeppen para Adaptarlo a las Condiciones de la República Mexicana. Offset Larios. México. p. 246.
- Gregorich, E.G. and Janzen, H. H. 2000. Decomposition. In: Sumner, M. E. (ed.). Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. pp. C-107-C-128.
- Gregorich, E.G., Ellert, B. H., Drury, C. F. and Liang, B. C. 1996. Fertilization effects on soil organic matter turnover and corn residue C storage. Soil Science Society of America Journal. 60:472-476.
- Griffin, T.S. 2008. Nitrogen availability. In: Schepers, J. C. and Ruan, W. R. (eds.). Nitrogen availability in agricultural systems. Agron. Monogr. 49. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI. pp. 613–646.
- Hamer, U., Makeschin, F. 2009. Rhizosphere soil microbial community structure and microbial activity in set aside and intensively managed arable land. Plan Soil. 316: 57-69.
- Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L. and Nelson, W. L. 1999. Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management. Sixth edition. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River. New Jersey, USA.
- Huang, P. M., Wang, M. K. and Chiu, C. 2005. Soil mineral-organic matter-microbe interactions: Impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils. Pedobiología. 49:609–635.
- Jansson, B. H. 1982. Nitrogen mineralization in relation of C:N ratio and decomposability of organic materials. Plant and Soil. 181:39–45.
- Jansson, S. L. and Persson, J. 1982. Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: Stevenson, F. J. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. Monography N° 22. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. pp. 229-252.
- Jarvis, S. C., Stockdale, E. A., Shepherd, M. A. and Powelson, D. S. 1996. Nitrogen mineralizations in temperate agricultural soils: processes and measurement. Advances in Agronomy 57:187-235.
- Lal, R. Kimble, J.M. Stewart, B.A. (eds.). 2000. Global climate change and tropical ecosystems. CRC Press, Boca Raton, FL.
- López-Ramírez, M. C. 2007. Germinación, establecimiento y crecimiento de seis especies en matorrales de dunas costeras. Tesis de Maestría (Ecología y Ciencias Ambientales). Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, México. p.169.
- Magdoff, F., Lanyon, L. and Liebhardt, B. 1997. Nutrient cycling, transformations and flows: Implications for a more sustainable agriculture. Advances in Agronomy 60: 1-73.
- Magdoff, F. and Weil, R. R. (eds.). 2004. Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Malchier, S. D., Boeck, H. J., Lemmens, C., Merckx, R., Nijs, L., Ceulemans, R., Carnol, M. 2010. Do climate warming and plant species richness affect potential nitrification, basal respiration and ammonia-oxidizing bacteria in experimental grasslands. Soil Biology and Biochemistry. 42: 1944-1951.
- Martínez-Ramos, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. En: Gómez-Pompa, A. y Del Amo, S. (eds.). Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz, México. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos

- Bióticos, Xalapa y Editorial Alhambra Mexicana, S.A. de C.V. pp. 191-239.
- Martínez-Ramos, M. y García-Orth, X. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 80: 69-84.
- Mesa S. N. 2013. "Estructura de la comunidad de regeneración de avanzada asociada a un mosaico de vegetación en el trópico seco de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México. p. 105.
- Moreno-Casasola, P. y Travieso-Bello, A. C. 2006. Las Playas y las Dunas. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México. pp. 205-220.
- Moreno-Casasola, P. y Vásquez, G. 2006. Las Comunidades de las Dunas. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México. pp. 285-310
- Mulvaney, R. L. 1996. Nitrogen – Inorganic forms. In: Sparks, D. L. (ed.) Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods. Soil Science Society of America. Madison, WI. pp. 1123-1184.
- Parkin, T. B., Kaspar, T. C. and Cambardella, C. 2002. Oat plant effects on net nitrogen mineralization. Plant and Soil 243:187–195.
- Quideau, S. A. 2005. Organic matter accumulation. In: Lal, R. (ed.). Encyclopedia of soil science. CRC Press. pp. 891-894.
- Rice, C. W. 2005. Organic matter and nutrient dynamics. In: Lal, R. (ed.). Encyclopedia of soil science. CRC Press. pp. 925-928.
- Rosenkranz, S., Wilcke, W., Eisenhauer, N., and Oelmann, Y. 2012. Net ammonification as influenced by plant diversity in experimental grasslands. Soil Biology and Biochemistry 48: 78-87.
- SAS Institute Inc. 2000. SAS User's Guide: SAS Institute, Inc. Cary. NC. USA.
- Schoeneberger, P. J., and Wysocki, D. A. 2005. Hydrology of soil and deep regolith: A nexus between soil geography, ecosystems and land management. Geoderma 126: 117-128.
- Sharifi, M. B., ZebARTH, D., Burton, C., Grant, G., Porter, J., Cooper, Y., Leclerc, G., Moreau, and Arsenault, W. J. 2007. Evaluation of laboratory-based measures of soil mineral nitrogen and potentially mineralizable nitrogen as predictors of field-based indices of soil nitrogen supply in potato production. Plant and Soil 301: 203–214.
- SigmaPlot (version 13). 2013. Systat Software Inc. Chicago IL, USA
- Seneviratne, G., van Holm, L. H. J., Balachandra, L. H. J. and Kulsooriya, S. A. 1999. Differential effects of soil properties on leaf nitrogen release. Biology Fertilizant Soils. 28: 238-243.
- Sparks, D. L. (Ed.). 1999. Soil Physical Chemistry. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Stanford, G. and Smith, S. J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Science Society of America Journal. 36: 465-472.
- Stevenson, F. J. and Cole, M. A. 1999. Cycles of soil. 2nd (ed). John Wiley y Sons, New York, USA. p. 427.
- Tan, K. M. 2003. Humic Matter in Soil and the Environment. Marcel Dekker, Inc, New York.
- Travieso-Bello, A. C. y Campos A. 2006. Los Componentes del Paisaje. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México. pp. 139-150
- Travieso-Bello, A. C., Gómez R. y Moreno-Casasola, P. 2006. Los cultivos, los pastizales y los acahuales. En: Moreno-Casasola, P. (ed.). Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México. pp. 261-272
- Whalen, J. K. and Sampedro, L. 2010. Soil Ecology and Management. CAB International, UK
- ZebARTH, B. J., Dury, C. F., Tremlay, N. and Cambouris, A. N. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. Soil Science Society of America Journal. 89: 113-132.

Submitted September 22, 2015 - Accepted December 07, 2015