



CARBONO ORGÁNICO COMO INDICADOR DEL PROCESO DE DESERTIFICACIÓN EN SUELOS AGRÍCOLAS AL NORTE DE VENEZUELA

José Pastor Mogollón¹; Alicia Martínez²; Wilder Rivas¹; Carlos Maseda¹; Betsy Muñoz¹; Edjuly Marquez³; Luis Lemus¹; Maribel Colmenares¹; Yris Campos².

1. Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda; 2. Instituto Universitario de Tecnología Alonso Gamero. 3. Oficina Nacional de Diversidad Biológica, Ministerio de Ecosocialismo, Habitat y Vivienda.

✉: jmogollon15@gmail.com

Palabras clave:
degradación del suelo; uso de la tierra; zonas áridas; pérdida de carbono

RESUMEN

En ecosistemas agrícolas la calidad del suelo depende en gran medida de la cantidad, calidad y dinámica de las reservas del carbono orgánico del suelo (COS). Una reducción en el contenido de COS puede acentuar la degradación del suelo por erosión, compactación, pérdida de nutrientes y salinización, provocando la desertificación. Además del COS, existen otros parámetros que pueden aportar información sobre la calidad o degradación de un suelo, como los de índole microbiológica que resultan más sensibles frente a cualquier perturbación que pueda sufrir el ecosistema. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto del cambio de uso de la tierra en ecosistemas del semiárido venezolano, sobre el COS y el carbono de la biomasa microbiana (C-BM). Para ello se tomaron muestras superficiales de suelo (0-25 cm) en cinco áreas agrícolas de la Península de Paraguaná, estado Falcón, ubicadas en la provincia de humedad del semiárido. En la medida que los sistemas agrícolas fueron más intensivos (uso de fertilizantes, plaguicidas y mecanización agrícola), se encontró una disminución de las reservas de COS la cual estuvo en el orden de un 50 a un 86 %. El C-BM también siguió la misma tendencia del COS, encontrándose valores porcentuales de disminución entre un 36 y un 68 % producto del manejo agrícola intensivo. Estas variables estudiadas resultaron ser excelentes indicadores del proceso de desertificación que se viene presentando en estas zonas semiáridas de Venezuela, producto de un agotamiento de las reservas de carbono orgánico del suelo, y de las fracciones más lábiles del carbono.

SOIL ORGANIC CARBON AS INDICATOR OF DESERTIFICATION PROCESS IN AGRICULTURAL LAND IN NORTH OF VENEZUELA.

Key words:
soil degradation; land use;
arid zones; carbon loss.

ABSTRACT

In agricultural ecosystems soil quality depends largely on the quantity, quality and dynamics of the reserves of soil organic carbon (SOC). A reduction in SOC content may exacerbate land degradation by erosion, compaction, loss of nutrients and salinity, causing desertification. SOC addition, there are other parameters that can provide information on the quality or degradation of soil, such as microbiological nature that are more sensitive to any disturbance that may occur to the ecosystem. This study aimed to evaluate the effect of changing land use in the Venezuelan semi-arid ecosystems, on SOC and microbial biomass carbon (MBC). Surface soil samples (0-25 cm) were taken in five agricultural areas of the Peninsula of Paraguaná, Falcón state, located in semiarid moisture province. To the extent that agricultural systems were more intensive (use of fertilizers, pesticides and agricultural mechanization), was found a decrease of reserves of SOC which was in the order of 50 to 86%. The MBC also followed the same trend of SOC, finding percentages decrease between 36 and 68% due to intensive agricultural management. These variables studied were found to be excellent indicators of desertification that is showing in these semi-arid areas of Venezuela, due to a depletion of soil organic carbon, and the more labile fractions of carbon.

SUELOS ECUATORIALES
45 (1): 24-30

ISSN 0562-5351

Rec.: 06.01.2015
Acep.: 11.05.2015

INTRODUCCIÓN

A una escala global, el suelo contiene aproximadamente unas 2.000 Gt de carbono orgánico (CO) en el primer metro de profundidad del suelo, lo cual representa una cantidad de 3 a 4 veces mayor al carbono contenido en la biomasa vegetal terrestre (Birch-Thomsen *et al.* 2007). En particular, el carbono orgánico del suelo (COS) es un componente esencial del ciclo global del carbono ocupando un 69,8 % del carbono orgánico de la biosfera (FAO, 2001). En el caso de zonas áridas y semiáridas, las reservas de carbono orgánico en el suelo, comprenden un 27% de las reservas globales de COS (Trumper *et al.* 2008). Por consiguiente, las pérdidas potenciales de carbono de los ecosistemas, relacionadas a la conversión de ecosistemas naturales a agroecosistemas, es mucho mayor en las reservas de carbono del suelo, que el carbono contenido en la biomasa vegetal (Batjes, 2004). En ecosistemas agrícolas, la calidad del suelo depende en gran medida de la cantidad, calidad y dinámica de las reservas del COS. Una reducción en el contenido del COS puede acentuar la degradación del suelo por erosión, compactación, pérdida de nutrientes, lavado, acidificación y/o salinización, y en general, provocar una disminución en la biodiversidad del suelo (Brady y Weil, 2008).

Las pérdidas del COS en una amplia variedad de suelos y tipos de cultivo, varían en un rango entre un 20% y un 70% del CO inicialmente presente, y la mayor parte de estas pérdidas ocurre en los primeros 20 años del cambio de uso de la tierra (Sá *et al.* 2001; Solomon *et al.* 2000). La mayoría de los estudios que evalúan la influencia de los cambios de uso de la tierra sobre las reservas de carbono orgánico del suelo, se han realizado en la zona templada, aunque hay que considerar que la tasa de conversión del uso de la tierra fue más rápida durante la segunda mitad del siglo 20 en la zona tropical (Houghton *et al.* 1987). Sin embargo, son pocos los estudios realizados en las zonas tropicales áridas o semiáridas.

En zonas áridas y semiáridas, la tasa de mineralización del CO es muy intensa debido a las condiciones climáticas reinantes, como consecuencia, su fijación en formas estables es reducida, provocando el agotamiento de los suelos y, por lo tanto, su desertificación, tal como lo plantean Martínez *et al.* 2009). Estos autores señalan además, que el COS puede ser utilizado como un indicador temprano en ecosistemas áridos para evaluar procesos incipientes de desertificación. Es por ello que se planteó determinar el

contenido de COS, y el carbono de la biomasa microbiana (C-BM), como indicadores en la evaluación de los procesos de desertificación en las zonas secas del estado Falcón, Venezuela, haciendo énfasis en algunos de los tipos de uso de la tierra más relevantes en las áreas bajo explotación agrícola de la Península de Paraguaná.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del Área de Estudio

La Península de Paraguaná se ubica en el extremo norte central del estado Falcón (Figura 1), constituye la parte más septentrional de la tierra firme venezolana en el Mar Caribe, abarca aproximadamente unos 2.680 Km² de superficie y se encuentra unida al resto del estado Falcón por una estrecha faja de dunas y salinas denominada Istmo de Los Médanos, de unos 33 Km de longitud por unos 5 Km de anchura. Desde el punto de vista climático, de acuerdo a la clasificación de Holdridge el área de estudio pertenece a una de las regiones más secas del país, correspondiendo con la zona de vida denominada Monte Espinoso Tropical (me-T). En esta zona la evaporación (3.000 mm/año) supera permanentemente los valores de precipitación (300 mm/año) durante todo el año y según Thornthwaite (1948), el clima característico del área es árido mega térmico o cálido, sin ningún exceso de agua. Los suelos que predominan en la Península de Paraguaná corresponden a los órdenes Entisoles y Aridisoles, siendo los subórdenes más importantes, Orthents, Orthids, Torriorthents, Camborthids, y Calciorthids (COPLANARH, 1975). Se seleccionaron cinco (5) áreas agrícolas distribuidas en la geografía de la Península de Paraguaná, estado Falcón, Venezuela, cuya principal y común característica fue la ubicación en zonas semiáridas.

Diseño Experimental

El estudio fue de carácter cuasi-experimental, y se evaluó como un diseño experimental completamente aleatorio, con las áreas agrícolas seleccionadas como tratamientos. En cada sitio experimental se delimitó una parcela de 2.500 m² y dentro de esta se tomaron 8 muestras simples utilizando un sistema de muestreo en zigzag; la profundidad de muestreo fue de 25 cm. Para cada TUT evaluado se tomó como situación control, el suelo superficial de la vegetación natural adyacente. Las condiciones edafoclimáticas en las zonas estudiadas fueron variables, así como el principal tipo de uso de la tierra (TUT) (Tabla 1).

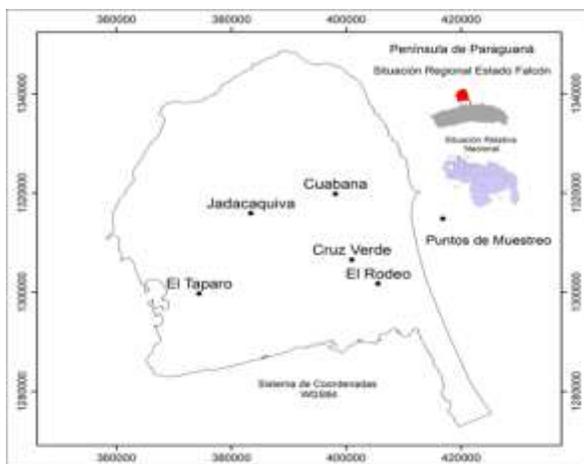


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Península de Paraguaná, Venezuela.

Variabes Estudiadas

Las variables estudiadas fueron el carbono orgánico del suelo (COS) determinado por el método de Walkley & Black (1934), el cual consiste en una

oxidación húmeda con ácido sulfúrico concentrado y dicromato de potasio y posterior titulación con sulfato ferroso amoniacal.

El carbono de la biomasa microbiana (C-BM) se obtuvo por el método de la respiración inducida por sustrato (Anderson y Domsch, 1978), el cual se basa en la estimulación de la respiración de los microorganismos del suelo, adicionando a este medio un sustrato fácilmente degradable como la glucosa. La textura se determinó por el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962).

Análisis Estadísticos

Se realizó un análisis de varianza (ANVA) para determinar las diferencias entre los distintos tipos de uso de la tierra, sobre el COS y el C-BM. Cuando existieron diferencias significativas ($p \leq 0,05$), se realizaron pruebas de medias de Tukey para separar los tratamientos en función de la magnitud de los valores obtenidos. Para ello se utilizó el software INFOSTAT 1.1 (INFOSTAT, 2002).

Tabla 1. Áreas estudiadas con sus principales tipos de uso de la Tierra y características edafoclimáticas.

| Localidad | Uso de la Tierra | Tiempo bajo el Uso | Coordenada Geográficas | Municipio | Precipitación promedio/año | Clase Textural | Zona de Vida |
|--------------------|--|--------------------|--------------------------|------------|----------------------------|----------------|--------------------------|
| El Taparo 1 (ET1) | Sábila a tempero sin fertilización labranza mínima | 5 años | 1.299.988 N 374.397 E | Carirubana | 250 | Fa | Monte Espinoso Tropical |
| El Taparo 2 (ET2) | Melón con riego por goteo, manejo convencional y fertilización química | 10 años | 1.299.617 N 376.689 E | Carirubana | 250 | Fa | Monte Espinoso Tropical |
| Cuabana 1 (C1) | Maíz asociado con frijol a tempero; labranza reducida sin fertilización. | 20 años | 1.319.563 N 398.328 E | Falcón | 423 | FA | Monte Espinoso Tropical |
| Cuabana 2 (C2) | Melón, riego por goteo, manejo convencional, fertilización química | 8 años | 1.320.125 N 397.329 E | Falcón | 423 | FA | Monte Espinoso Tropical |
| Cruz Verde (CV) | Patilla, riego por goteo, manejo convencional, fertilización química | 12 años | 1.306.487 N 401.007 E | Falcón | 440 | Aa | Bosque Muy Seco Tropical |
| Jadacaquiva 1 (J1) | Melón, riego por goteo, manejo convencional, fertilización química | 12 años | 1.315.620 N 383.336 E | Falcón | 290 | F | Monte Espinoso Tropical |
| Jadacaquiva 2 (J2) | Sábila a tempero, sin fertilización y labranza mínima | 6 años | 1.315.719 N 383.360 E | Falcón | 290 | F | Monte Espinoso Tropical |
| El Rodeo (ER) | Melón riego por goteo, manejo convencional, y fertilización química | 10 años | 1.301.718 N 405.776 E | Carirubana | 440 | aF | Monte Espinoso Tropical |

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico del Suelo

Se observó una disminución del COS en los diferentes tipos de uso de la tierra bajo sistemas agrícolas en comparación a las parcelas con vegetación natural, la cual estuvo en un rango entre 20 y 86 % producto del manejo agrícola (Tabla 2). Las mayores pérdidas de COS se encontraron en los sistemas con manejo convencional (con alto uso de insumos agrícolas y mecanización; por ejemplo: ET2, ER, J1, C2 y CV) con valores entre un 51% hasta un 86 % de pérdidas del carbono total del suelo.

Es importante acotar, que las mayores pérdidas del COS se encontraron en los suelos con texturas medias (Fa, aF, F) resaltando de esta manera el papel que tiene el contenido de arcillas en el proceso de estabilización de la materia orgánica del suelo (Krull *et al.* 2001). Otro aspecto que podría estar relacionado a esta mayor disminución del COS en los suelos de textura liviana, estaría relacionado a la mayor erosión encontrada en estos agroecosistemas, lo cual ha sido señalado por Mogollón *et al.* (2001), produciendo una pérdida de la capa superior del suelo, y una disminución del CO.

En todos los casos, los valores de COS resultaron bajos, esto podría atribuirse a que el proceso de

mineralización del carbono orgánico es muy intenso en suelos de zonas semiáridas, debido a las condiciones climáticas reinantes (altas temperaturas y baja disponibilidad de humedad). Esto trae como consecuencia que se fije muy poca cantidad de carbono en formas estables, provocando un agotamiento de la MOS a corto y mediano plazo. Se menciona con especial interés el caso del sitio ET2 donde en términos de 10 años (antes de este tiempo, los suelos estaban bajo condición de vegetación natural), se ha perdido más de un 85% del carbono inicialmente presente en el sitio. Los resultados encontrados coinciden con los expuestos por otros autores, quienes hacen mención a la pérdida del carbono en ecosistemas semiáridos, tanto en el continente europeo, asiático como en el americano (Hontoria *et al.* 2004; Wang *et al.* 2004; Bogdonoff *et al.* 2000).

Al respecto, Celaya y Castellanos (2011) señalan que la utilización de los ecosistemas áridos por el hombre puede ocasionar perturbaciones que rompen el equilibrio en los procesos del suelo, su capacidad autoreguladora y el reciclaje de materia orgánica y nutrientes, pudiendo favorecer pérdidas del carbono orgánico del sistema y de fertilidad del suelo, producto de la deforestación, establecimiento de cultivos, el sobrepastoreo del ganado y el fuego.

Tabla 2. Valores de Carbono orgánico, carbono de la biomasa microbiana y relación de pérdida porcentual del COS y el C-BM en las áreas estudiadas según el tipo de uso de la tierra, con respecto al Control.

| Localidad | Uso de la Tierra | COS (%) | C-BM ($\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo) | %COS perdido con respecto al Control | % CBM perdido con respecto al Control |
|------------|--|-------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| ET1 | Sábila a tempero sin fertilización labranza mínima | 1,40b | 245,0 b | 39,13 | 32,97 |
| ET2 | Melón con riego por goteo, manejo convencional y fertilización química | 0,32c | 138,0 c | 86,09 | 62,24 |
| ET Control | Bosque secundario dominado por <i>Prosopis juliflora</i> | 2,30 a | 365,5 a | | |
| C1 | Maíz asociado con frijol a tempero; labranza reducida sin fertilización. | 2,20b | 325,5 b | 20,00 | 28,50 |
| C2 | Melón, riego por goteo, manejo convencional, fertilización química | 1,25c | 235,0 c | 54,55 | 48,37 |
| C Control | Bosque secundario dominado por <i>Cercidium praecox</i> | 2,75a | 455,2 a | | |
| CV | Patilla, riego por goteo, manejo convencional, fertilización química | 0,85b | 254,0 b | 51,40 | 35,90 |
| CV Control | Bosque secundario dominado por <i>Prosopis sp.</i> ; además hay presencia de <i>Opuntia sp.</i> , <i>Caesalpinia coriaria</i> , y <i>Jacquinia aristata</i> . | 1,75 ^a | 396,5 a | | |
| J1 | Melón, riego por goteo, manejo convencional, fertilización química | 0,85 b | 36,50 b | 57,10 | 68,40 |
| J2 | Sábila a tempero, sin fertilización y labranza mínima | 1,10 a | 60,30 a | 44,40 | 47,80 |
| J Control | Bosque secundario dominado por <i>P. juliflora</i> y <i>Ritterocereus sp.</i> | 1,98 a | 115,5 a | | |
| ER | Melón riego por goteo, manejo convencional, y fertilización química | 0,29 b | 34,50 b | 74,80 | 42,70 |
| ER Control | Bosque secundario dominado por <i>Prosopis juliflora</i> y <i>Caesalpinia coriaria</i> ; además hay presencia de <i>Stenocereus sp.</i> , y <i>Opuntia sp.</i> | 1,15 a | 60,25 a | | |

Carbono de la Biomasa Microbiana

El carbono de la biomasa microbiana (C-BM) se refiere al carbono contenido en los microorganismos presentes en el suelo (Unigarro *et al.* 2005). La medida del C-BM es un procedimiento básico para los estudios ecológicos del suelo (Sánchez *et al.* 2005). La cantidad de C-BM del suelo y los cambios estacionales sufridos en esta fracción, van a estar influenciados por la cantidad de COS del suelo, por factores climáticos, uso de la tierra y por las características físicoquímicas del suelo (Dalal, 1998).

Los valores del C-BM en los diferentes tipos de uso agrícola evaluados tuvieron un oscilaron entre 34,5 a 325,5 $\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo. Estos valores estuvieron dentro del rango encontrado para suelos de zonas áridas bajo condiciones de uso agrícola (Mureithi *et al.*, 2014; Mao *et al.* 2012) aunque fueron más bajos a los reportados por Mogollón *et al.* (2010) para una zona seca en el estado Falcón, Venezuela.

Al igual que el COS, el C-BM también se vio afectado por el manejo agrícola. Se aprecia una disminución del C-BM en los sistemas agrícolas en comparación a las parcelas con vegetación natural, en un rango entre 28 y 68% producto del manejo agrícola (cuadro 2). Igualmente, las mayores pérdidas de C-BM se encontraron en los sistemas con manejo convencional (con alto uso de insumos agrícolas y mecanización; Por ejemplo: J1, ET2, C2, ER) siendo las mismas mayores al 40% en todos los casos.

Calderón *et al.* (2001) probaron la hipótesis que la labranza tradicional, y el uso de agroquímicos hace a la materia orgánica del suelo más disponible (mineralizable), y como resultado causa cambios en la composición y cantidad de biomasa microbiana, así como en la mineralización e inmovilización de nutrientes por los microorganismos del suelo.

El C-BM ha sido utilizado como un indicador de cambios ocurridos en el ambiente edáfico producto de la aplicación de diferentes sistemas de cultivos (Mogollón *et al.* 2010; Bending *et al.* 2000; Landgraf y Klose, 2002). Estos trabajos confluyen al indicar que el C-BM resulta ser un indicador del impacto de sistemas de cultivo altamente intensivos sobre los niveles de materia orgánica del suelo, y mucho más importante aún, sobre la calidad de esta materia orgánica como sustrato. En este mismo orden de ideas podríamos señalar que el C-BM resultó ser en este trabajo un excelente indicador del proceso de desertificación que viene ocurriendo en la Península de Paraguaná.

CONCLUSIONES

Se encontró una disminución significativa del COS y del C-BM producto de los cambios de uso de la tierra en las condiciones del semiárido falconiano.

En agroecosistemas con alto uso de insumos agrícolas (fertilizantes, plaguicidas y alta mecanización) se observaron pérdidas del COS por el orden de un 50 a un 86%, en términos de tiempo muy cortos (entre 10 y 12 años aproximadamente).

Igualmente se observó una disminución drástica del C-BM del suelo, producto de los cambios en el Uso de la Tierra. Las tasas de pérdida del C-BM están por el orden de un 50% en promedio para todos los sistemas evaluados, con manejo agrícola convencional.

Estos datos evidencian el proceso de desertificación que se viene presentando en estas zonas semiáridas de Venezuela, producto de un agotamiento de las reservas de carbono orgánico del suelo, lo cual podría además tener consecuencias a escala global en el ciclo del carbono.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al FONACIT por el financiamiento recibido para desarrollar el Proyecto Estratégico de Investigación denominado “Delimitación de Áreas Vulnerables a la Desertificación en la Península de Paraguaná como Base para la Planificación de la Gestión Ambiental” código 2011000316, del cual forma parte este trabajo de investigación.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON JP, DOMSCH KH (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil. Biol. Biochem.* 10:215-221.
- BATJES N (2004). Soil carbon stocks and projected changes according to land use and management: a case study for Kenya. *Soil Use Manage.* 20:350–356
- BENDING G, PUTLAND C, RAYNS F (2000). Changes in microbial community metabolism and labile organic matter fractions as early indicators of the impact of management on soil biological quality. *Biol. Fertil. Soils.* 31: 78-84.
- BIRCH-THOMSEN T, ELBERLING B, FOG B, MAGID J (2007). Temporal and spatial trends in soil organic carbon stocks following maize cultivation in semi-arid Tanzania, East Africa. *Nutr Cycl. Agroecosyst.* 79:291–302.
- BOGDONOFF P, DETWILER R, HALL C (2000). Land Use Change and Carbon Exchange in the Tropics: III. structure, basic equations and sensitivity analysis of the model. *Environ. Manage.* 9:345-354.

- BOUYOUCOS GJ (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron. J.* 54:464-465.
- BRADY N, WEIL R (2008). *The Nature and Properties of Soils*. 14th Edition. Prentice Hall. 965 p.
- CALDERON FJ, JACKSON L, SCOW K, ROLSON D (2001). Short-term dynamics of nitrogen, microbial activity, and phospholipid fatty acids after tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:118-126.
- CELAYA H, CASTELLANO A (2011). Mineralización del nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra*. 29:343-356.
- COPLANARH (1975). *Regiones Costa Noroccidental, Centro Occidental y Central*, Publicación N° 43. Comisión del Plan Nacional de Aprovechamiento de los Recursos Hidráulicos, Caracas.
- DALAL RC (1998). Soil microbial biomass: what do the number really mean?. *Aust. J. Exp. Agric.* 38:649-665.
- FAO (2001). *Soil carbon sequestration for improved land management*. World soil reports 96. Rome, 58 p.
- HONTORIA C, RODRIGUEZ J, SAÁ A (2004). Contenido de carbono orgánico en el suelo y factores de control en la España Peninsular. *Edafología*. 11:149-157.
- HOUGHTON R, BOONE R, FRUCI J, HOBBIIE J, MELILLO J, PALM C, PETERSON B, SHAVER G, WOODWELL G, MOORE B, SKOLE D, MYERS N (1987). The flux of carbon from terrestrial ecosystems to the atmosphere in 1980 due to changes in land use: geographic distribution of the global flux. *Tellus*. 39(B):122-139.
- INFOSTAT (2002). *Infostat versión 1.1 Manual del usuario*. Grupo Infostat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición. Ed. Brujas. 134 p.
- KRULL E, BALDOCK J, SKJEMSTAD J (2001). Soil texture effects on decomposition and soil carbon storage. En: *Net Ecosystem Exchange: Workshop Proceedings*. 18-20:103-110. Canberra, Australia. Disponible en: http://www.greenhouse.crc.org.au/crc/ecarbon/publications/nee/chapter14_soiltexture.pdf.
- LANDGRAF D, KLOSE S (2002). Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 9-16.
- MAO R, ZENG D, LI L, HU Y (2012). Changes in labile soil organic matter fractions following land use change from monocropping to poplar-based agroforestry systems in a semiarid region of Northeast China. *Environ Monit Assess.* 184:6845-6853.
- MARTÍNEZ S, FAZ A, ESTEVE M (2009). Contenido en carbono orgánico del proceso de desertificación en suelos desarrollados de material parental volcánico en la región de Murcia, 327-330 pp. En: ROMERO A, BELMONTE F, ALONSO F, LÓPEZ F (Eds). *Avances en estudios sobre desertificación: aportaciones al Congreso Internacional sobre Desertificación en memoria del profesor John B. Thornes*. Murcia, España. Disponible en: <http://congresos.um.es/icod/icod2009/paper/viewFile/4881/4541>.
- MOGOLLÓN JP, TORRES D, MARTÍNEZ A (2010). Cambios en algunas propiedades biológicas del suelo según el uso de la tierra en el sector El Cebollal, estado Falcón, Venezuela. *Bioagro*. 22:217-222.
- MOGOLLÓN JP, TREMONT O, RODRÍGUEZ N (2001). Efecto del uso de un vermicompost sobre las propiedades biológicas y químicas de suelos degradados por sales. *Venezuelos*. 9:48-56.
- MUREITHI S, VERDOODT A, GACHENE C, NJOKA J, WASONGA V, DE NEVE S, MEYERHOFF E, VAN RANST E (2014). Impact of enclosure management on soil properties and microbial biomass in a restored semi-arid rangeland, Kenya. *J. Arid Land*. 6:561-570.
- SÁ J, CERRI C, DICK WA, LAL R, FILHO S, PICCOLO M, FEIGL B (2001). Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. *Soil Sci Soc Am J.* 65:1486-1499.
- SÁNCHEZ B, RUÍZ M, RÍOS M (2005). Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud en la cuenca del río Maracay, estado Aragua. *Agronomía Trop.* 55:507-534.
- SOLOMON D, LEHMANN J, ZECH W (2000). Land use effects on soil organic matter properties of chromic luvisols in semiarid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78:203-213.
- THORNTHWAITE CW (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38:55-94.

- TRUMPER K, RAVILIOUS C, DICKSON B (2008). Carbon in Drylands: Desertification, Climate Change and Carbon Finance. A UNEP-UNDP-UNCCD Technical Note. Istanbul, Turkey. Disponible en: <http://www.unep.org/pdf/carbon-drylands-technical-note.pdf>.
- UNIGARRO A, BURBANO H, SÁNCHEZ M (2005). Evaluación de la calidad de suelos Dystric Cryandep en el Santuario de Flora y Fauna Galeras, Nariño. *Acta Agronómica*. 54:7-12.
- WALKLEY A, BLACK IA (1934). An examination of the method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci*. 37:29.
- WANG S, LIU J, YU G, PAN Y, CHEN Q, LI K, LI J (2004). Effects of land use change on the storage of soil organic carbon: A case study of the Qianyanzhou forest experimental station in China. *Clim. Change*. 67:247-255.