

EFFECTO DE POSICIÓN FISIOGRAFICA Y PROFUNDIDAD EN DOS SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE ATRIBUTOS DE UN SUELO DE TURÉN*

Effect of physiographic position and deep in two tillage system on soil properties of Turen

Betty Mendoza¹, Elena Vera¹, Alberto Chassaing², Carlos Gómez¹, Duilio Torres¹ y Yakelín Bastidas¹

RESUMEN

En los llanos occidentales venezolanos la labranza convencional ha desmejorado la calidad del suelo, deteriorado la estructura y reducido la infiltración, carbono orgánico y la biomasa microbiana del suelo. Como manejo alternativo, se ha propuesto la siembra directa para incrementar la cantidad de residuos, carbono orgánico, y para reducir la erosión; sin embargo, los beneficios de los sistemas de labranza dependerán, entre otros factores, del tipo de paisaje y topografía. Esta investigación tuvo como objetivo evaluar el efecto de la posición fisiográfica en dos sistemas de labranza sobre atributos químicos y biológicos del suelo. Se evaluaron dos posiciones fisiográficas (napa alta y baja) en dos sistemas de labranza (convencional y siembra directa) en un suelo aluvial de la Colonia Agrícola de Turén, Portuguesa, Venezuela. En cada parcela se tomaron 9 puntos de muestreo con tres repeticiones a dos profundidades (0-10 y 10-20 cm). Los parámetros químicos determinados fueron: contenidos de materia orgánica (MO), fósforo, potasio y calcio, pH y conductividad eléctrica (CE), y los biológicos fueron carbono de la biomasa microbiana (CBm), respiración basal (C-CO₂) y cociente metabólico (qCO₂). Los resultados demostraron que la posición fisiográfica afectó significativamente los atributos químicos y biológicos en ambos sistemas de labranza. Se observó incremento de materia orgánica, así como mayor disponibilidad de nutrientes y actividad biológica en las posiciones bajas. Los valores más altos, para la mayoría de las variables evaluadas, estuvieron asociados al incremento de la fracción fina del suelo a través de la pendiente.

Palabras clave: siembra directa, calidad del suelo, biomasa microbiana.

ABSTRACT

In the Venezuelan western plains tillage has deteriorated soil quality, damaged the structure and reduced infiltration, organic carbon and soil microbial biomass. As alternative management, it has been proposed direct seeding to increase the amount of waste, organic carbon, and reduce erosion; however, the benefits of tillage systems depend, among other factors, the type of landscape and topography. This research aimed to evaluate the physiographic position effect in two tillage systems on soil chemical and biological attributes. Two physiographic positions (high and low napa) in two tillage systems (conventional and direct sowing) in an alluvial soil of agricultural Colonia Turén, Portuguesa, Venezuela were evaluated. In each plot nine sampling points were taken with three replications at two depths (0-10 and 10-20 cm). The chemical parameters determined were organic matter contents (OM), phosphorus, potassium and calcium, pH and electrical conductivity (EC); the biological parameters were microbial biomass carbon (MBC), basal respiration (C-CO₂) and metabolic quotient (qCO₂). The results showed that the physiographic position significantly affected chemical and biological attributes in both tillage systems. It was seen an increase of organic matter; as well as, nutrients availability and biological activity in low positions. Higher values

(*) Recibido: 13-06-2014

Aceptado: 19-04-2015

¹ Decanato de Agronomía, Universidad Centroccidental "Lisandro Alvarado" UCLA, Departamento de Química y Suelos, Cabudare-Lara, Venezuela. Apartado postal 400. bmendoza@ucla.edu.ve.

² Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT). Ciudad Nezahualcóyotl-México.

for most of the evaluated variables were associated to the increase of the fine fraction of the soil across the slope.

Key words: no tillage, soil quality, microbial biomass.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de labranza que se aplican en las regiones cerealeras venezolanas involucran la preparación intensiva del terreno, el uso prolongado de estos sistemas por décadas ha causado deterioro físico del suelo (Ospina *et al.* 2011), lo cual ha reducido los rendimientos. Entre los problemas detectados se encuentran compactación del suelo, incremento de la escorrentía, erosión y pérdida de la materia orgánica (Espinoza *et al.* 2007); así mismo en los últimos años se ha señalado que el deterioro de las propiedades físicas del suelo incrementa la producción de gases invernadero (Mangalassery *et al.* 2014) y reduce las condiciones para el desarrollo de los microorganismos (Zhang *et al.* 2012).

Como alternativa para revertir esta situación se han propuesto sistemas de labranza que causen una mínima perturbación al suelo, entre los cuales se destacan la labranza reducida y la siembra directa. Algunas de las bondades que ofrecen estos sistemas son el incremento de la cantidad de residuos en el suelo, lo cual favorece la acumulación de materia orgánica (Espinoza *et al.* 2007; Olson *et al.* 2014), mejoramiento de la estructura del suelo, reducción de la escorrentía y la erosión del suelo (Huggins y Reganold 2008; Devine *et al.* 2014).

El éxito de los sistemas de labranza dependerá entre otros factores de la textura del suelo (Simansky 2013), de las condiciones climáticas (Guan *et al.* 2014), de la cantidad y calidad de residuo aportado (Wang *et al.* 2012) y tipo de paisaje donde se desarrolle el sistema de labranza (Xiao-Rong *et al.* 2009; Peng-Tao *et al.* 2011), así como de prácticas conexas a la labranza como la quema de residuos, el uso de herbicidas y la incorporación de residuos (Narwal *et al.* 2006). La topografía es uno de los principales factores que controla los procesos del suelo (Gandomani *et al.* 2013), ya que influye en la cantidad y la intensidad

de la radiación solar que recibe un área y determina la intensidad de varios procesos como la erosión, la redistribución de los sedimentos y el drenaje local. Estos procesos, a su vez, afectan las propiedades biológicas y químicas del suelo (Peng-Tao *et al.* 2011).

Se ha reportado que los sistemas de labranza conservacionista están asociados al uso excesivo de agroquímicos, muchos de los cuales tienen alta persistencia en el suelo (Alister *et al.* 2009), lo cual ocasiona un efecto adverso sobre la microflora edáfica y afecta los procesos metabólicos que están involucrados en la mineralización de la materia orgánica (Andrea *et al.* 2003), solubilización de P (Ahemad y Khan 2010) y fijación de nitrógeno entre otros (Abbas *et al.* 2014).

La investigación se llevó a cabo en La Colonia Agrícola de Turén, Portuguesa, Venezuela, donde se han propuesto sistemas alternativos de labranza conservacionista para mejorar la calidad del suelo, la cual fue deteriorada por labranza convencional. Esta investigación tuvo como objetivo examinar el efecto de dos posiciones fisiográficas y profundidad en dos sistemas de labranza sobre los atributos químicos y biológicos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y características del sitio de estudio

El estudio tuvo lugar en un suelo Fluventic Haplusteps, limoso, fino, mixto calcáreo isohipertérmico, bajo dos sistemas de labranza, labranza convencional (LC) y labranza cero o siembra directa (SD), ubicado en la Colonia Agrícola de Turén, municipio Turén, estado Portuguesa, Venezuela, coordenadas entre 9° 00' 16" y 9° 29' 04" de latitud norte y 68° 39' 50" y 69° 12' 17" de longitud oeste, con altura sobre el nivel del mar de 160 m, precipitación anual promedio de 1.424 mm y temperatura media anual

de 27 °C. Desde el punto de vista de su fisiografía, se encuentra ubicado en la planicie aluvial de desborde del río Acarigua (Cano *et al.* 1974), con poca pendiente general (inferior al 0,3%) y topografía regular y plana. Se seleccionaron dos sitios de muestreo en cada sistema de manejo en función de su posición fisiográfica, tomando como referencia la parte alta y la baja de la napa de limo de desborde (Gásperi y Graterol 1973) sobre la cual se identificó el suelo. A continuación se describe el manejo de los dos sistemas, muestreados al final del ciclo norte-verano (diciembre – abril).

Descripción de los sistemas de manejo agrícola en dos predios de la Colonia Agrícola de Turén.

Siembra directa: Diez años sin labranza. Rotación maíz (*Zea mays* L)-girasol (*Helianthus annuus*), maíz-leguminosa. Herbicida pre-emergente glifosato 2 L ha⁻¹ con 2,4-D 500 cc ha⁻¹. Post-emergente atrazina 1 kg ha⁻¹, dos aplicaciones. Fertilización durante la siembra (10-20-20) 300 kg ha⁻¹ y urea 100 kg ha⁻¹. Reabono, 150 kg ha⁻¹ de urea a los 25 días después de la siembra, 50 kg ha⁻¹ de KCl, aplicación de abono foliar. Semilla tratada con thiodicarb + imidacloprid. Quema de residuos de cosecha de maíz. Residuos de girasol permanecen en la superficie. Siembra de maíz en junio. Densidad de siembra 80.000 semillas ha⁻¹. Siembra de girasol entre octubre y noviembre. Densidad de siembra 50.000 plantas ha⁻¹.

Labranza convencional: Tres o dos pases de rastra (profundidad 10 – 15 cm). Rotación maíz-girasol. Herbicida pre-emergente Pendimethalin 3 L ha⁻¹. Post-emergente atrazina 1 kg ha⁻¹. Fertilización durante la siembra (10-20-20) 300 kg ha⁻¹, y 15 días después de la siembra urea 150 kg ha⁻¹. Semilla sin pre-tratamiento. Quema de residuos de cosecha de maíz y girasol. Siembra de maíz en junio. Densidad de siembra 80.000 semillas ha⁻¹. Siembra de girasol entre octubre y noviembre. Densidad de siembra 50.000 plantas ha⁻¹.

Muestreo de suelo

Se realizó un muestreo en la napa alta (NA) y napa baja (NB) de cada sistema de manejo, se delimitó un área de 900 m² que se dividió en cuadrículas de 3 x 3 puntos, distanciados a 10 m

entre sí, para un total de 9 puntos de muestreo. El muestreo de suelo se realizó antes de la siembra de maíz. En cada punto se tomaron muestras disturbadas de suelo a dos profundidades 0 – 10 y 10 – 20 cm, con tres repeticiones. Las muestras para las determinaciones biológicas fueron almacenadas a una temperatura de 4 °C. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Suelos de la Unidad de Investigación de Suelos y Nutrición Mineral de Plantas del decanato de Agronomía de la UCLA (UISNMP).

Atributos químicos evaluados

Los atributos químicos fueron evaluados siguiendo la metodología de rutina usada por el laboratorio de la UISNMP de la Facultad de Agronomía de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (Gilabert de Brito *et al.* 1990). El pH y la conductividad eléctrica se midieron en suspensión suelo:agua 1:2, por el método potenciométrico y conductímetro, respectivamente; la materia orgánica fue determinada por el método de Walkley y Black (1934), fósforo por Olsen *et al.* (1954), calcio y potasio intercambiables se obtuvieron por extracción con cloruro de amonio 0,2 N (Rodríguez *et al.* 2011). La distribución de tamaño de partículas se realizó por el método modificado de Bouyoucos descrito por Pla (1983).

Atributos biológicos evaluados

A las muestras de suelo se les determinó la respiración basal (C-CO₂) según el método de Alef (1995) midiendo el CO₂ liberado mediante la utilización de una trampa de álcali, la biomasa microbiana (CBm) fue determinada por el método de respiración inducida del sustrato (Anderson y Domsch 1978). El cociente metabólico (qCO₂) se estimó a partir de la relación C-CO₂/CBm.

Análisis estadístico

El procesamiento estadístico de los datos consistió en análisis de varianza mediante comparación de las posiciones fisiográficas y profundidades en cada sistema de manejo por separado. El modelo estadístico aplicado se corresponde con un experimento factorial con dos factores: posición fisiográfica (NA y NB) y

profundidad (0-10 y 10-20 cm). Para cada combinación de posición y profundidad se tomaron 9 muestras. El modelo estadístico aplicado fue: $y_{ijk} = \mu + F_i + P_j + (FP)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$; donde F_i es el efecto debido a la posición fisiográfica, P_j es el efecto debido a la profundidad, $(FP)_{ij}$ es el efecto de la interacción entre la posición y la profundidad, y ε_{ijk} es el error. En los casos que fue necesario se realizaron comparaciones de medias por la prueba de Tukey ($P < 0,05$). La asociación entre los atributos químicos y biológicos se determinó mediante el coeficiente de correlación de Pearson. El análisis estadístico se realizó usando el paquete estadístico computarizado Infostat versión 1.1 (2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestra la distribución de tamaño de partículas del suelo bajo dos posiciones fisiográficas en dos sistemas de labranza. La fracción arena disminuyó hacia la parte más baja de la napa, mientras que el limo y la arcilla se incrementaron, esto puede ser debido a la deposición por la escorrentía desde suelos adyacentes de la parte alta y al nivel de erosión del suelo en los sistemas estudiados (Ogban y Babalola 2009).

Materia orgánica

La interacción ($P < 0,05$) entre posición fisiográfica y profundidad sobre el contenido de MO en el sistema SD se observa en la Figura 1a, en ambas posiciones fisiográficas la MO disminuyó con la profundidad, pero la magnitud de los cambios fue mayor en la napa baja, además el cambio fue más evidente en la primera profundidad. Los valores bajos de MO en la posición alta de siembra directa se corresponden con un mayor contenido de arena, en consonancia con la correlación ($r: -0,38$; $P < 0,05$) entre MO y arena

(Tabla 4). La MO asociada a la arcilla es más resistente que la asociada a la fracción de arena (Du Preez *et al.* 2011). Por otra parte, el bajo contenido de MO en la posición alta pudiera estar asociado al efecto de la pendiente, ya que según Watts *et al.* (2010), la pendiente del paisaje favorece la pérdida de carbono orgánico del suelo proveniente de los residuos dejados en la superficie, lo cual se incrementa la quema y aumenta riesgo de erosión. En SD el contenido de materia orgánica presentó valores entre 25,7 y 11,1 g kg⁻¹, considerados medios en la capa superficial y bajos en la segunda profundidad.

En la siembra directa los rastrojos se manejan sobre la superficie del suelo, esto explica la mayor cantidad de MO en la profundidad 0-10 cm, aunque se esperarían valores más altos. En la zona de estudio es común quema de residuos, lo cual contribuye a una reducción en el contenido de carbono orgánico (Wuest *et al.* 2005). A pesar que la quema de residuos genera la formación de carbón, que es una forma de carbono recalcitrante, el fuego genera pérdida de carbono del suelo (Camps *et al.* 2004); sin embargo, el efecto de la quema de residuos de cosecha sobre el carbono orgánico y otras propiedades del suelo dependen en gran medida de la intensidad de la quema, de la duración, del volumen del material quemado y su naturaleza (Lal 2005).

En labranza convencional no hubo diferencias en contenido de MO atribuidas a la posición, pero existieron diferencias entre profundidades (Tabla 2), los valores fueron superiores en el primer estrato para ambas posiciones fisiográficas, esto se debe a la limitada entrada de material orgánico en la capa inferior (Urich *et al.* 2010), debido a que en la zona el sistema de labranza empleado es superficial, penetra solo hasta los primeros 10 a 15 cm.

Tabla 1. Distribución de tamaño de partículas de un suelo bajo dos sistemas de labranza en dos posiciones fisiográficas a dos profundidades.

| | Siembra directa | | | | Labranza convencional | | | |
|------------------|-----------------|---------|-----------|---------|-----------------------|---------|-----------|---------|
| | Napa alta | | Napa baja | | Napa alta | | Napa baja | |
| | 0 - 10 | 10 - 20 | 0 - 10 | 10 - 20 | 0 - 10 | 10 - 20 | 0 - 10 | 10 - 20 |
| Arena % | 47 | 49 | 22 | 27 | 31 | 32 | 9 | 9 |
| Limo % | 38 | 36 | 56 | 52 | 53 | 49 | 59 | 59 |
| Arcilla % | 15 | 15 | 22 | 21 | 16 | 19 | 32 | 32 |
| Textura | F | F | FL | FL | FL | F-FL | FAL | FAL |

Fósforo disponible

El efecto de la interacción profundidad x posición fisiográfica sobre el contenido de fósforo disponible en LC ($P < 0,05$) se muestra en la Figura 1b; en la NB hubo diferencias significativas en el contenido de P debido las profundidades, mientras que en la NA no, esto último puede ser explicado por lo que señalan Martínez *et al.* (2013), con labranza el fertilizante fosfatado es distribuido homogéneamente en el suelo en los primeros 30 cm de suelo.

Por otro lado, en labranza convencional el contenido de fósforo en la napa baja fue significativamente superior a la napa alta (Figura 1b). En este sistema el suelo está descubierto, lo cual facilita el efecto de la pendiente sobre el proceso de erosión de partículas del suelo que retienen el fósforo, de esa manera se trasladan de la parte alta a la baja. De acuerdo con Shigaki *et al.* (2006) el P se pierde por escorrentía y transporte desde terrenos con pendiente.

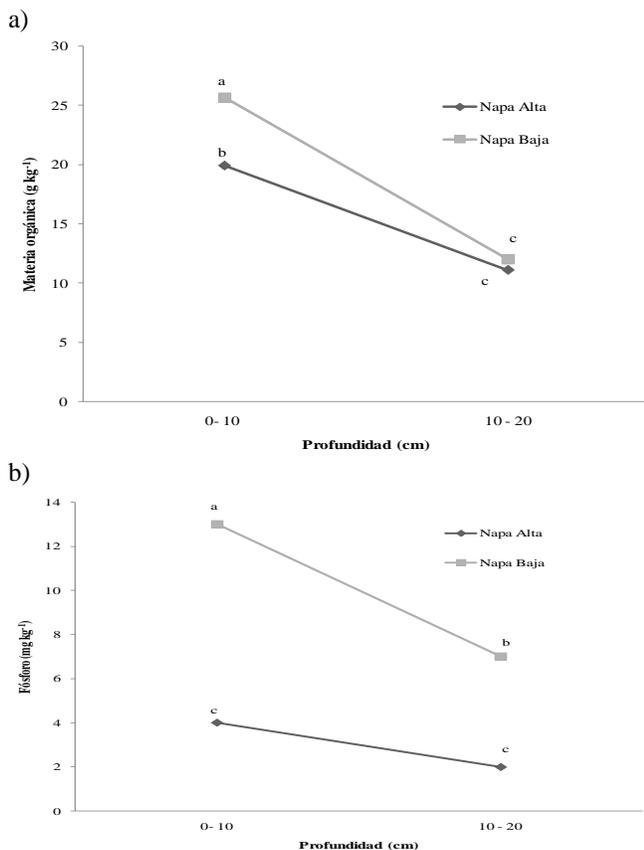


Figura 1. Interacción posición fisiográfica*profundidad sobre: a) el contenido de materia orgánica en suelo bajo siembra directa; b) contenido de fósforo en suelo bajo labranza convencional ($P < 0,05$).

En siembra directa no se observaron cambios significativos en el contenido de P entre las dos posiciones fisiográficas pero si entre las profundidades (Tabla 2). El contenido de fósforo fue significativamente mayor en la capa más superficial. Según Martínez *et al.* (2013), en siembra directa el fertilizante fosfatado es aplicado al momento de la siembra cerca de la semilla, entonces la limitada movilización intrínseca del P restringe su distribución a pocos centímetros cerca de la semilla plantada.

Los niveles de fósforo en general son muy bajos, oscilaron entre 1,22 y 13 mg kg⁻¹, estos resultados pueden atribuirse a la extracción realizada por los cultivos y a los altos niveles de calcio que pueden generar mecanismos de fijación del fósforo (Samadi y Gilkes 1999). La baja disponibilidad de P es a veces el factor más limitante para el crecimiento del cultivo en suelos calcáreos. Cuando el fertilizante fosfatado es aplicado a un suelo calcáreo, una serie de reacciones de fijación ocurren, de esta manera decrece gradualmente su solubilidad y eventualmente su disponibilidad para las plantas. La fijación de fósforo es una combinación de adsorción superficial sobre arcilla y calcio y precipitación de varios minerales de fosfatos de calcio (Leytem y Mikkelsen 2005).

Reacción del suelo

El pH del suelo indica reacción alcalina, ya que los valores están en el rango entre 7,4 y 7,89. En ambos sistemas el pH fue mayor en la posición alta para ambas profundidades (Tabla 2). Para todos los casos el pH aumentó significativamente con la profundidad, debido a que en la capa superficial ocurre mayor acumulación y descomposición de la materia orgánica, lo cual puede liberar ácidos orgánicos e inorgánicos que resulta en una disminución del pH (Xiao-Rong *et al.* 2009), esto es validado con la correlación entre el pH y la materia orgánica ($r = -0,40$; $P < 0,05$) mostrada en la Tabla 4. Por otro lado se observa que la alcalinidad tiende a disminuir bajo SD con respecto a LC, resultados similares fueron reportados por Martínez *et al.* (2013), quienes explican que la aplicación de fertilizantes nitrogenados, particularmente urea, acidifica el suelo cerca del área de siembra.

Tabla 2. Efecto de dos posiciones fisiográficas y profundidad en dos sistemas de labranza sobre atributos químicos del suelo.

| Profundidad cm | Siembra Directa | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-----------------------|-------|-------|-----------------------|-------|-------|-----------------------|-------|-------|----------------------------|-------|-------|-----------------------------|--------|--------|
| | pH | | | CE dS m ⁻¹ | | | P mg Kg ⁻¹ | | | K cmol(+) Kg ⁻¹ | | | Ca cmol(+) Kg ⁻¹ | | |
| | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | |
| 0 – 10 | 7,49 | 7,4 | 7,44b | 0,69 | 0,76 | 0,72a | 3,78 | 3,89 | 3,83a | 0,39 | 0,35 | 0,37a | 9,98 | 10,96 | 10,47a |
| 10 – 20 | 7,73 | 7,62 | 7,68a | 0,21 | 0,37 | 0,29b | 1,22 | 2,33 | 1,78b | 0,14 | 0,23 | 0,19b | 8,89 | 10,53 | 9,71b |
| Media | 7,61a | 7,51b | | 0,45b | 0,57a | | 2,50a | 3,11a | | 0,27a | 0,29a | | 9,44b | 10,74a | |
| Profundidad cm | Labranza Convencional | | | | | | | | | | | | | | |
| | pH | | | CE dS m ⁻¹ | | | MO g Kg ⁻¹ | | | K cmol(+) Kg ⁻¹ | | | Ca cmol(+) Kg ⁻¹ | | |
| | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | |
| 0 – 10 | 7,67 | 7,57 | 7,62b | 0,52 | 0,67 | 0,60a | 24,3 | 24,4 | 24,4a | 0,36 | 0,36 | 0,36a | 9,18 | 12,08 | 10,63a |
| 10 – 20 | 7,89 | 7,72 | 7,81a | 0,25 | 0,38 | 0,31b | 15,9 | 19,3 | 17,6b | 0,13 | 0,19 | 0,16b | 10,01 | 12,15 | 11,08a |
| Media | 7,78a | 7,64b | | 0,39b | 0,53a | | 20,1a | 21,9a | | 0,25a | 0,27a | | 9,6b | 12,11a | |

NA: napa alta; NB: napa baja; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; K: potasio intercambiable; Ca: calcio intercambiable. Valores seguidos de distinta letra en la fila o la columna indican que son estadísticamente diferentes ($P < 0,05$) según Tukey.

Conductividad eléctrica

La CE en la capa superficial de todos los sistemas fue media (0,60 a 0,72 dS m⁻¹) y en la segunda capa fue baja (0,29 a 0,31 dS m⁻¹), como se observa en la Tabla 2, sin problemas de salinidad. La CE fue significativamente mayor en la parte baja de la napa en ambos sistemas de labranza, debido al proceso de escorrentía o erosión hídrica característico de la zona. Así mismo, la CE disminuyó con la profundidad, el valor más alto ocurrió en SD, esto pudo estar determinado por la aplicación de fertilizantes en la superficie y al proceso de evaporación del agua del suelo desde la superficie en combinación con la absorción de la misma por parte de las plantas, lo que conlleva al ascenso por capilaridad de las sales disueltas en la solución del suelo, y se acumula en la capa más superficial (Veenstra *et al.* 2006). El sistema de labranza puede influir sobre la distribución de las sales en el perfil del suelo, en SD los fertilizantes no son mezclados con el suelo, por lo cual las sales se acumulan en la capa superficial; mientras que en la labranza convencional las sales son mezcladas y distribuidas a través de la capa arable. García (2001) informaron mayor CE en los primeros 2 cm de suelo bajo no labranza con respecto a labranza convencional, asociado a la gran actividad biológica en el sistema. Procesos biológicos tales como la nitrificación incrementan la transformación de la materia orgánica y genera aumento en la CE. Patriquin *et al.* (1993) y Gulser *et al.* (2010) determinaron que el

NO₃-N liberado después de la fertilización orgánica muestra una correlación positiva con la conductividad eléctrica del suelo. Estos resultados concuerdan con la presente investigación donde se encontró una correlación positiva entre CE y MO ($r = 0,64$; $P < 0,05$) (Tabla 4).

Calcio intercambiable

La posición fisiográfica tuvo efecto sobre el Ca intercambiable, fue significativamente mayor en la posición más baja de la napa en ambos sistemas (Tabla 2). Estos resultados coinciden con los presentados por Kabrick *et al.* (2011), quienes sugirieron un enriquecimiento considerable con el calcio en suelos aluviales, presumiblemente por el flujo superficial y subsuperficial desde las tierras altas adyacentes y por la deposición de sedimentos relativamente inalterados durante las inundaciones. Por otro lado, Huntington *et al.* (2000) y Bailey *et al.* (2004) indican que el calcio intercambiable es afectado por varios factores que incluyen los relacionados con el origen y naturaleza del material parental, posición de la pendiente y movimiento del agua dentro del suelo. La posición de la pendiente afecta el flujo de agua a través del paisaje y redistribuye el calcio en la solución del suelo durante largos períodos de tiempo (Johnson *et al.* 2000; Bailey *et al.* 2004).

Potasio intercambiable

La profundidad afectó el potasio intercambiable,

fue significativamente mayor en la capa más superficial para todos los casos (Tabla 2), debido a la fertilización potásica y acumulación de MO en la superficie, que libera potasio e incrementa su cantidad en forma disponible (Xiao-Rong *et al.* 2009). En la Tabla 4 se observa correlación positiva ($r=0,56$; $P<0,05$) entre el K intercambiable y la MO. Estos resultados concuerdan con lo informado por Bravo *et al.* (2007), quienes reportan mayor contenido de potasio intercambiable a la profundidad de 0 a 10 cm después de 22 años con siembra directa.

Carbono de biomasa microbiana

En labranza convencional los valores de CBm estuvieron entre 248,49 y 98,20 $\mu\text{g CBm g}^{-1}$ (Tabla 3). El CBm fue mayor ($P<0,05$) en la capa superficial, esto puede ser atribuido a un menor nivel de nutrientes y en particular de carbono orgánico a mayor profundidad del perfil de suelo (Babujia *et al.* 2010; Santos *et al.* 2012). Los valores de CBm tienden a ser altos para un sistema convencional debido a una mayor entrada de carbono y a que el volumen de carbono es incrementado por corto tiempo después de que los residuos orgánicos son incorporados (Wardle 1998); contrario a esto, Joergensen *et al.* (2010) indicaron que la labranza permitió la dilución de la biomasa microbiana sobre un gran volumen de suelo. Por otro lado, es sabido que la biomasa microbiana del suelo depende en gran medida de la materia orgánica del suelo como sustrato; un

aumento del carbono orgánico del suelo incrementa la biomasa microbiana (Chen *et al.* 2005), lo cual es evidente a partir de la correlación entre CBm y MO ($r= 0,59$; $P<0,05$) obtenida en este estudio (Tabla 4).

En el sistema de SD el CBm tuvo un comportamiento similar al reportado en LC, los valores más altos fueron encontrados en la primera profundidad, sin embargo, estos valores fueron inferiores a los esperados para un sistema conservacionista, esto puede ser explicado por la práctica de quema de los residuos de cosecha, que disminuyó las entradas de carbono orgánico en el suelo.

En ambos sistemas de manejo, la posición fisiográfica no afectó significativamente el CBm, estos resultados indican que los cambios en la biomasa microbiana son más afectados por la profundidad y las entradas de materia orgánica, que por la posición fisiográfica. Sin embargo, Xiaojun *et al.* (2013) señalan que las diferencias en la relación CBm/COS en dos pendientes están probablemente asociadas con la respuesta del CBm a los cambios de las partículas finas de arcilla.

Respiración basal

En la Tabla 3 se observan valores de 24,78 a 48,90 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$, cercanos a valores reportados por Álvarez *et al.* (2010) entre 23,6 y 35,2 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$. Similar al CBm, la respiración fue

Tabla 3. Efecto de dos posiciones fisiográficas y profundidad en dos sistemas de labranza sobre atributos biológicos del suelo.

| Profundidad cm | Siembra directa | | | | | | | | |
|-------------------|-------------------------|---------|---------|--|--------|--------|--|--------|--------|
| | $\mu\text{gCBm g}^{-1}$ | | | $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ | | | $\text{qCO}_2 (\mu\text{g C-CO}_2 \text{ h}^{-1}/\mu\text{g CBm g}^{-1}) * 10^3$ | | |
| | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | Media |
| 0 – 10 | 171,09 | 146,1 | 158,60a | 32,82 | 35,92 | 34,37a | 8,11 | 10,54 | 9,33b |
| 10 – 20 | 69,58 | 67,84 | 68,71b | 24,78 | 29,42 | 27,10b | 16,02 | 20,6 | 18,31a |
| Media | 120,54a | 106,97a | | 28,80b | 32,67a | | 12,07b | 15,57a | |
| | Labranza Convencional | | | | | | | | |
| | NA | NB | Media | NA | NB | Media | NA | NB | Media |
| 0 – 10 | 233,23 | 248,49 | 240,86a | 36,69 | 48,9 | 42,80a | 6,62 | 8,33 | 7,48b |
| 10 – 20 | 98,2 | 136,05 | 117,13b | 27,87 | 40,78 | 34,32b | 13,34 | 14,31 | 13,82a |
| Media | 165,72a | 192,27a | | 32,28b | 44,84a | | 9,98a | 11,32a | |

NA: napa alta; NB: napa baja; CBm: carbono de la biomasa microbiana; C-CO₂: respiración basal; qCO₂: cociente metabólico. Valores seguidos de distinta letra en la fila o la columna indican que son estadísticamente diferentes ($P<0,05$) según Tukey.

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Pearson entre atributos químicos y biológicos de un suelo bajo dos sistemas de labranza en dos posiciones fisiográficas.

| | pH | CE | MO | P | Ca | K | CBm | C-CO ₂ | q-CO ₂ | Arena | Limo | Arcilla |
|-------------------|----|---------|---------|--------|--------|---------|--------|-------------------|-------------------|---------|--------|---------|
| pH | | -0,72** | -0,40** | -0,24* | ns | -0,67** | -0,31* | ns | ns | ns | ns | ns |
| CE | | | 0,64** | 0,43** | 0,28* | 0,76** | 0,58** | 0,41** | -0,45** | ns | 0,26* | ns |
| MO | | | | 0,46* | 0,26* | 0,53* | 0,59* | 0,48* | -0,48** | -0,38** | 0,40** | 0,28* |
| P | | | | | 0,62** | 0,37** | 0,62** | 0,76** | -0,29* | -0,62** | 0,45** | 0,70** |
| Ca | | | | | | ns | ns | 0,53** | ns | -0,68** | 0,50** | 0,73** |
| K | | | | | | | 0,37** | 0,38** | -0,46** | ns | ns | ns |
| CBm | | | | | | | | 0,66** | -0,77** | -0,31* | 0,34* | ns |
| C-CO ₂ | | | | | | | | | ns | -0,70** | 0,59** | 0,66** |
| qCO ₂ | | | | | | | | | | ns | ns | ns |

CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; K: potasio intercambiable; Ca: calcio intercambiable; CBm: carbono de la biomasa microbiana; C-CO₂: respiración basal; qCO₂: cociente metabólico; ns: no significativo; *: significativo (P< 0,05); **: significativo (P< 0,01).

estadísticamente superior en la capa más superficial en ambos sistemas de manejo, esto concuerda con la afirmación de que los mecanismos de perturbación (mecanización, quema) en el suelo pueden incrementar la respiración (Kainiemi 2014). Se encontró correlación positiva entre el CBm y C-CO₂ (r= 0,66; P<0,05) como se muestra en la Tabla 4.

A diferencia del CBm, la tasa de respiración fue afectada por la posición fisiográfica, lo cual concuerda con lo reportado por Watts *et al.* (2010) y Xiaojun *et al.* (2013), quienes informaron que las zonas de depresión pueden causar incremento de la materia orgánica, por lo tanto hay un incremento en la tasa de respiración. En este trabajo se observó una correlación positiva entre la MO y C-CO₂ (r= 0,48; P<0,05) según se muestra en la Tabla 4. El incremento de la respiración, también está asociado a una mayor disponibilidad de agua, la cual se incrementa cuando el contenido de arcilla es mayor (r=0,66; P<0,01). Moyano *et al.* (2012) reportaron que el contenido de arcilla afectó la relación entre la humedad del suelo y la respiración, lo cual podría explicar los cambios en la respiración.

Cociente metabólico

El qCO₂ (µg C-CO₂ h⁻¹/µgCBm g⁻¹)*10³ estuvo entre 6,62 y 20,60, dentro del rango reportado por otros investigadores (Toledo y Florentino 2012) y superior a lo reportado por Álvarez *et al.* (2010), quienes informaron valores de 2,78 a 4,51 (µg C-CO₂ h⁻¹/µgCBm g⁻¹)*10³. Valores menores de cociente metabólico en la capa superficial de ambos sistemas de manejo indican mayor eficiencia de utilización de carbono por las comunidades

microbianas, lo cual puede ser importante en el mantenimiento o incremento del contenido de carbono orgánico del suelo (Babujia *et al.* 2010).

Un decrecimiento en el CBm combinado con un incremento del qCO₂ puede deberse a que la biota del suelo ha sido afectada negativamente por la aplicación sucesiva de herbicidas por un período prolongado de tiempo. El uso excesivo de herbicidas en los sistemas de siembra directa, también puede explicar los valores más bajos de biomasa microbiana en estos sistemas. A pesar de que la tasa de respiración puede ser mayor cuando se aplican herbicidas, Tironi *et al.* (2009) señalaron que las alteraciones de CO₂ no pueden ser atribuidas al efecto tóxico de los herbicidas, ya que existe una mayor tasa de respiración por unidad de biomasa cuando se aplican dosis mayores, aunque se observa una reducción en las poblaciones de microorganismos.

La presente investigación demuestra que los atributos químicos y biológicos del suelo, no dependen única y exclusivamente de la disminución de la frecuencia e intensidad de laboreo, sino que deben considerarse aspectos como el clima, posición fisiográfica, textura, así como el manejo de los residuos y control de malezas.

CONCLUSIONES

Los cambios en los atributos químicos y biológicos del suelo en ambos sistemas de labranza estuvieron relacionados con la posición fisiográfica, se observó incremento de carbono orgánico, mayor disponibilidad de nutrientes y actividad biológica en las posiciones bajas, lo cual estuvo asociado con

incremento de la fracción fina del suelo encontrado a lo largo de la pendiente.

La profundidad tuvo efecto significativo sobre los atributos químicos y biológicos del suelo en los dos sistemas de labranza. En la capa superficial se encontró mayor contenido de materia orgánica, nutrientes y actividad biológica, pero menores valores de pH y cociente metabólico.

El contenido de carbono orgánico del suelo bajo siembra directa tendió a disminuir, como consecuencia de la quema de residuos y aplicación de herbicidas, lo que repercutió negativamente en la actividad biológica del suelo.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen al Consejo de Desarrollo Científico y Tecnológico de la UCLA (CDCHT) por el financiamiento del proyecto “Variaciones de las características de suelo y del cultivo del maíz en dos sistemas de labranza en La Colonia Agrícola de Turén”.

REFERENCIAS

Abbas, Z., Akmal, M., Khan, K. and Hassan, F. 2014. Effect of Buctril Super (Bromoxynil) herbicide on soil microbial biomass and bacterial population. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 57(1):9-14.

Ahemad, M. and Khan, M. 2010. Influence of selective herbicides on plant growth promoting traits of phosphate solubilizing *Enterobacter asburiaes* strain PS2. *Res. J. Microbiol.* 5(9):849-857.

Alef, K. 1995. Soil respiration. *In*: Alef, K. and Nannipieri, P. (Eds). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. Harcourt Brace & company, Publishers. London. pp. 214-217.

Alister, C., Gomez, P., Rojas, S. and Kogan, M. 2009. Pendimethalin and oxyfluorfen degradation under two irrigation conditions over four years application. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*:

Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes 44(4): 337-343.

Álvarez, J., Díaz, E., León, N. y Guillén, J. 2010. Enmiendas orgánicas y actividad metabólica del suelo en el rendimiento de maíz. *Terra Latinoamerica* 28(3):239-245.

Anderson, J. and Domsch, K. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10:215-221.

Andréa, M. de, Peres, T., Luchini, L., Bazarin, C., Papini, S., Matallo, M. and Savoy., V. 2003. Influence of repeated applications of glyphosate on its persistence and soil bioactivity. *Pesq. Agrop. Bras. Brasília* 38(11): 1329-1335.

Babujia, L., Hungria, M., Franchini, J. and Brookes, P. 2010. Microbial biomass and activity at various soil depths in Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. *Soil Biol. Biochem.* 42:2174-2181.

Bailey, S., Horsley, S., Long, R. and Hallett, R. 2004. Influence of edaphic factors on sugar maple nutrition and health on the Allegheny Plateau. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:243-252.

Bravo, C., Giráldez, J., Ordóñez, R., González, P. and Torres, P. 2007. Long-term influence of conservation tillage properties of surface horizon and legume crop yield in a vertisol of Souther Spain. *Soil Sci.* 172 (2): 141-147.

Camps, M., Mourenza, C., Alvarez, E. and Macias, F. 2004. Influence of parent material 11 and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. *Forest Ecol. Manag.* 193 (12):307-320.

Cano, M., Granados, F. y Yepes, W. 1974. Estudio agrológico tipo reconocimiento del Estado Portuguesa. Sector la Chaconera – Río Portuguesa. Caño Turén. Proyecto MAC – CENIAP – FUDECO – Gobernación. Ministerio de Agricultura y Tierras. 115 p.

- Chen, T., Chiu, C. and Tian, G. 2005. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest. *Pedobiología* 49:645-53.
- Devine, S., Markewitz, D., Hendrix, P. and Coleman, D. 2014. Soil aggregates and associated organic matter under conventional tillage, no-tillage and forest succession after three decades. *Plos One* [Revista en línea], 9(1): e84988. Disponible: <http://www.plosone.org/article/fetchObject.action?uri=info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0084988&representation=PDF>. [Agosto de 2014].
- Du Preez, C., Van Huyssteen, C. and Mkeni, P. 2011. Land use and soil organic matter in South Africa. 2: A review on the influence of arable crop production. *S. Afri. J. Sci.* 107(5/6): 1-8.
- Espinoza, Y., Lozano, Z. y Velásquez, L. 2007. Efecto de la rotación de cultivos y prácticas de labranza sobre las fracciones de la materia orgánica del suelo. *Interciencia* 32 (8): 554-559.
- Gandomani, Z., Jalalian, A., Jalalabadi, J. and Fathabadi, H. 2013. Impact of land form position and soil properties on soil pore distribution in hilly regions of Koohrang. *Intl. J. Agron. Plant. Prod.* 4(S):3569-3575.
- García, J. 2001. Efectos residuales y acumulativos producidos por la aplicación de compost de residuos urbanos y lodos de depuradoras sobre agrosistemas mediterráneos degradados. Tesis Ph.D. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 277 p.
- Gásperi, R. y Graterol, L. 1973. Estudio de Suelos semidetallado. Unidad Agrícola de Turén. Primer avance. MOP. Dirección General de Recursos Hidráulicos. 54 p.
- Gilabert de Brito, J., López de Rojas, I. y Pérez de Roberti, R. 1990. Manual de métodos y procedimientos de referencia (Análisis de suelos para diagnóstico de fertilidad). Maracay. Venezuela. Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias. 60 p.
- Guan, D., Al-Kaisi, M., Zhang, Y., Duan, L., Tan, W., Zhang, M. and Li, Z. 2014. Tillage practices affect biomass and grain yield through regulating root growth, root-bleeding sap and nutrients uptake in summer maize. *Field Crops Res.* 157: 89-97.
- Gulser, C., Demir Z. and Ic, S. 2010. Changes in some soil properties at different incubation periods after tobacco waste application. *Journal of Environmental Biology* 31(5) 671-674.
- Huggins, D. and Reganold, J. 2008. No-till: The quiet revolution. *Sci. Am.* 299: 70-77.
- Huntington, T., Hooper, R., Johnson, C., Aulenbach, B., Cappellato, R. and Blum, A. 2000. Calcium depletion in a southeastern United States forest ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1845-1858.
- INFOSTAT. 2002. InfoStat versión 1.1. Grupo InfoStat. Fac. Cs. Agr. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Joergensen, R., Mäder, P. and Fliebach, A. 2010. Long term effects of organic farming on fungal and bacterial residues in relation to microbial energy metabolism. *Biol. Fertil. Soils* 46:303-307.
- Johnson, C., Ruiz-Mendez, J. and Lawrence, G. 2000. Forest soil chemistry and terrain attributes in a Catskills watershed. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1804-1814.
- Kabrick, J., Goyne, K., Fan, Z. and Meinert, D. 2011. Landscape determinants of exchangeable calcium and magnesium in Ozark Highland forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75:164-180.
- Kainiemi, V. 2014. Tillage effects on soil respiration in Swedish arable soils. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2: 68.
- Lal, R. 2005. World crop residues production and implications of its use as a biofuel. *Env. Intl.* 31:575-586.

- Leytem, A. and Mikkelsen, R. 2005. The nature of phosphorus in calcareous soils. *Better Crops* 89(2):11-13.
- Mangalassery, S., Sjögersten, D., Sparkes, C., Sturrock, J., Craigon J. and Mooney, S. 2014. To what extent can zero tillage lead to a reduction in greenhouse gas emissions from temperate soils?. *Scientific Report* 4(4586): 1-8.
- Martinez, E., Fuentes, J., Pinto, V., Silva, P. and Acevedo, E. 2013. Chemical and biological properties as affected by no-tillage and conventional tillage systems in an irrigated Haploxeroll of Central Chile. *Soil Tillage Res.* 126:238-245.
- Moyano, F., Vasilyeva, N., Bouckaert, L., Cook, F., Craine, J., CurielYuste, J., Don, A., Epron, D., Formanek, P., Franzluebbers, A., Käterer, T., Orchard, V., Reichstein, M., Rey, A., Ruamps, L., Subke, J., Thomsen, I. and Chenu, I. 2012. The moisture response of soil heterotrophic respiration: interaction with soil properties. *Biogeosciences* 9:1173-1182.
- Narwal, S., Sindel, S. and Jessop, R. 2006. Effects of tillage and burning of residue on annual ryegrass (*Lolium rigidum* Gaud.) seed banks. *In: proceedings from NJF Seminar 378 "Tillage systems for the benefit of agriculture and the environment" Nordic Agricultural Academy, Odense, Denmark.* pp. 62-67.
- Ogban, P. and Babalola, O. 2009. Characteristics, classification and management of inland valley bottom soils for crop production in subhumid southwestern Nigeria. *Agro-Science* 8: 1-13.
- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F. and Dean, L. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. *USDA. Cir. N° 939.*
- Olson, K., Al-Kaisi, M., Lal, R. and Lowery, B. 2014. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78: 348 – 360.
- Ospina, A., Florentino, A., Velázquez, L. y Araujo, D. 2011. Respuesta de las propiedades físicas del suelo después de 11 años de manejo bajo siembra directa y rotación de cultivos en Turén, estado Portuguesa, Venezuela. *Rev. Fac. Agr. (UCV)* 37(2): 75-85.
- Patriquin, D., Blaikie, H., Patriquin M. and Yang, C. 1993. Farm measurements of pH, electrical conductivity and nitrate in soil extracts for monitoring coupling and decoupling of nutrient cycles. *Bio. Agric. Horticult.* 9: 231-272.
- Peng-Tao, G., Wei, W., Hong-Bin, L. and Mao-Fen, L. 2011. Effects of land use and topographical attributes on soil properties in an agricultural landscape. *Soil Research* 49(7): 606-613.
- Pla, I. 1983. Metodología para la caracterización Física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales, *Rev. Fac. Agron. Alcance* N° 32. Maracay (Venezuela). 90 p.
- Rodríguez, O., Guerra, E., Rodríguez, V., Henríquez, M., Sánchez, A., Mendoza, B. y Rodríguez, Z. 2011. Capacidad de extracción de cationes mediante acetato de amonio, acetato de sodio y cloruro de amonio. *Interciencia* 36(2): 219-223.
- Samadi, A. and Gilkes, R. 1999. Phosphorus transformations and their relationships with calcareous soil properties of Southern Western Australia. *SoilSci. Soc. Am. J.* 63: 809-815.
- Santos, V., Araújo, A., Leite, L., Nunes, L. and Melo, W. 2012. Soil microbial biomass and organic matter fractions during transition from conventional to organic farming systems. *Geoderma* 170:227-231.
- Shigaki, F., Sharpley, A. and Prochnow, L. 2006. Source-related transport of phosphorus in surface runoff. *J. Environ. Quality* 35: 2229-2235.

- Simansky, V. 2013. Soil structure stability and distribution of carbon in water-stable aggregates in different tilled and fertilized Haplic Luvisol. Acta Univ. Agric. etsilvic. Mendel. Brun. LX(3):173 – 178.
- Tironi, S., Belo, A., Fialho, C., Galon, L., Ferreira, E., Silva, A., Costa, M. e Barbosa, M. 2009. Efeito de herbicidas na atividade microbiana do solo. Planta Daninha 27: 995-1004.
- Toledo, V. y Florentino, A. 2012. Evaluación de las propiedades biológicas y bioquímicas de la costra microbiótica de un suelo bajo vegetación natural en la región árida de Quíbor, Venezuela. Revista de Investigación 36(75):143-162.
- Urich, S., Tischer, S., Hofmann, B. and Christen, O. 2010. Biological soil properties in a long-term tillage trial in Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 173(4): 483-489.
- Veenstra, J., Horwath, W., Mitchell, J. and Munk, D. 2006. Conservation tillage and cover cropping influence soil properties in San Joaquin Valley cotton-tomato crop. California Agriculture 60: (3) 146-153.
- Walkley, A. and Black, A. 1934. An examination of the method for determination soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration meted. Soil. Sci. 37: 29-38.
- Wang, J., Li, X., Zhu, A., Zhang, X., Zhang, H. and Liang, W. 2012. Effects of tillage and residue management on soil microbial communities in North China. Plant Soil Environ. 58(1): 28-33.
- Wardle, D. 1998. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: A global-scale synthesis. Soil Biol. Biochem. 30 (13):1627-1637.
- Watts, D., Torbert, H., Feng, Y. and Prior, S. 2010. Soil microbial community dynamics as influenced by composted dairy manure, soil properties, and landscape position. Soil Sci. 175(10):474-486.
- Wuest, S., Caesar-TonThat, T., Wright, S. and Williams, J. 2005. Organic matter addition, N, and residue burning effects on infiltration, biological, and physical properties of an intensively tilled silt-loam soil. Soil Tillage Res. 84:154–167.
- Xiaojun, N., Jianhui, Z. and Zhengan, S. 2013. Dynamics of soil organic carbon and microbial biomass carbon in relation to water erosion and tillage erosion. Plos One [Revista en línea], 8(5):e64059. Disponible: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3661570/pdf/pone.0064059.pdf>. [Agosto de 2014].
- Xiao-Rong, W., Ming-an, S., Xing Zhang, Z. and Hong-bo, S. 2009. Landform affects on profile distribution of soil properties in black locust (*Robinia pseudoacacia*) land in loessial gully region of the Chinese Loess Plateau and its implications for vegetation restoration. African Journal Biotechnology 8(13): 2984-2992.
- Zhang, B., He, H., Ding, X., Zhang, X., Zhang, X., Yang, X. and Filley, T. 2012. Soil microbial community dynamics over a maize (*Zea mays* L.) growing season under conventional- and no-tillage practices in a rainfed agroecosystem. Soil and Tillage Res. 124: 153-160.