

Calidad de la materia orgánica bajo diferentes practicas de manejo en un suelo ácido tropical.

Y. Espinoza.

Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, (INIA). Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias, (Ceniap). Venezuela.

Resumen

Debido a que gran cantidad de los suelos del trópico son altamente meteorizados y de baja fertilidad natural, la importancia de la materia orgánica del suelo (MOS) relacionada a la fertilidad del suelo es mayor que en suelos de zonas templadas. El efecto de prácticas de manejo de suelo sobre diferentes fracciones de C y N y agregados de suelo fue estudiado en un experimento con siembra de sorgo continuo. Los tratamientos fueron la incorporación de residuos frescos de gramíneas, leguminosa y vegetación nativa. La no aplicación de residuos y barbecho fueron incluidos como tratamientos controles. El experimento fue iniciado en 1999 en la localidad de Espino, estado Guarico, Venezuela. A las muestras de suelo colectadas en el 2002, a la profundidad de 10 cm, se les determinó el carbono orgánico, mineralizable y el proveniente de la masa microbiana. Los agregados fueron separados por tamizado en húmedo. La mineralización del N en el suelo fue medido *in situ* en el campo durante el año 2001. El suelo bajo siembra de sorgo continuo disminuyó el carbono microbiano en 50% y el estable en 9%, pero incrementó el carbono labil no microbiano en 40% comparado con el suelo en barbecho. Las prácticas de manejo no afectaron significativamente la proporción de microagregados, pero la incorporación de residuos de leguminosa y vegetación nativa incrementaron la cantidad de macroagregados. La mineralización neta de N fue incrementada significativamente en 40% por la incorporación de residuos de vegetación nativa comparada con el tratamiento sin residuos. La incorporación de residuos de leguminosa incremento la mineralización de C y estimulo la actividad y masa microbiana comparado con el resto de residuos aplicados. Los resultados indican

que residuos de leguminosa con mínima labranza contribuyeron a incrementar los macroagregados y las fracciones labiles de C en un suelo tropical altamente meteorizado.

Palabras clave: Fracciones de la materia orgánica, agregados, mineralización de N y C.

Introducción

El interés en el estudio de la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS) en sabanas venezolanas ha incrementado en los últimos años debido al rápido crecimiento de la explotación agrícola, además de la búsqueda de respuestas a las preguntas relacionadas a la sostenibilidad de la tierra bajo uso agrícola intensivo (12).

El cambio de uso de la tierra de sabana natural a cultivo, afecta grandemente la estabilidad estructural y disminuye la cantidad de C orgánico del suelo (25), esta pérdida de C reduce la proporción de macroagregados de suelo (4, 11, 3, 8), ya que ellos son los mas afectados por las prácticas de manejo.

La labranza rompe los agregados de suelo y libera la materia orgánica particulada (21), lo que incrementa el contacto de residuos con los microorganismos (18). Esto trae como consecuencia un incremento de la oxidación de estos residuos que se encontraban protegidos dentro de los agregados (2), por lo que se puede concluir que la agregación y el contenido MOS depende del uso de la tierra y los sistemas de cultivo.

Los sistemas de manejo conservacionistas, como mínima labranza y abonos verdes, han sido propuestos como sistemas de manejo

alternativos para reducir perdidas de suelo por erosión (24), mejoramiento de la eficiencia en el uso del agua (22) e incremento de la concentración de C del suelo superficial (15). El manejo conservacionista de suelo ha sido sugerido como un método para transformar todo el sistema suelo de fuente de C atmosférico hacia un sumidero neto de C (16).

La cantidad de MOS es una función de la cantidad de residuos de plantas que entran al suelo y de las tasas de descomposición de esos residuos. Además del clima, el tipo y calidad de sustrato (contenido de N, relación C:N y lignina:N) son factores importantes que regulan los procesos de descomposición de la MOS (13). La estabilización de la MOS puede incrementar con el grado de humificación, por la asociación con la fase mineral y por la protección de la MOS dentro de los agregados. Esta última estabilización es debida a que la MOS queda atrapada en los pequeños poros de los agregados, de manera que los microorganismos no pueden tener acceso al sustrato (5). El papel de la protección de la MOS de la descomposición por parte de la estructura de suelo ha sido demostrada por el incremento en la mineralización del C en agregados desintegrados en relación a agregados

intactos (4, 11, 10, 2).

La materia orgánica del suelo es una mezcla compleja de fracciones heterogéneas con tasas de recambios diferentes. La caracterización de la dinámica de la MOS ha sido utilizada en modelos de simulación que incluyen fracciones discretas de C con diferentes tasas de recambio (25, 17). Muchos modelos dividen la MOS en fracciones activas, lentas y pasivas. La fracción más activa, representando la masa microbiana y materia orgánica soluble, constituye 3-5% de la materia orgánica total (19). La fracción lenta tiene tiempo de residencia de 10 a 50 años y

representa de 20-40% del C total del suelo (4). Ambas fracciones de C activas y lentas son estimadas a través de la medida de masa microbiana y análisis cinéticos de mineralización en el laboratorio (25). La fracción pasiva con tiempos de recambio sobre el orden de 100 a 1000 años puede ser estimada por diferencia.

En este estudio, se intentó determinar el efecto de aplicación de residuos vegetales con mínima labranza sobre las fracciones de la materia orgánica, tasas de mineralización de nitrógeno y agregación de suelo.

Materiales y métodos

Descripción del sitio de estudio

El sitio experimental se localizó en una sabana de la región nor-oriental del estado Guárico, cercano a la localidad de Espino, Venezuela. El clima es caracterizado por una temperatura media anual de 27°C y una precipitación de 1136 mm. El suelo tiene un textura arenosa y ha sido clasificado como Typic Paleustults con 6, 9 y 85% de arcilla, limo y arena, respectivamente. Con un contenido de C y N total de 10 y 1,2 mg ha⁻¹, respectivamente. La vegetación natural esta representada por ciperáceas, gramíneas típicas de la zona (*Trachypogon sp.*, *Axonopus sp.*) y la leguminosa (*Indigosfera lespediciade*).

Se realizó un estudio de campo para evaluar el efecto de la aplicación de residuos verdes, gramínea (RG)

(sorgo), leguminosa (RL) (añil) y vegetación nativa (RN), en siembra de sorgo continuo. En el año 1999 se realizó la siembra e incorporación de los residuos y en el año 2000 se aplicó la fertilización básica de N, P y K y se sembró el cultivo. Los tratamientos controles fueron sin residuos (SR) y barbecho (B). Las parcelas fueron de 2,025 m² con una distancia entre hilo de siembra de 0,45 m. La mínima labranza aplicada en los tratamientos donde se aplico residuos, fue un pase de rastra a la profundidad de 10 cm realizada con un rotocultor. Los tratamientos fueron arreglados en un diseño de bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones usando sorgo en sistema de secano. El sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench] utilizado, Chaguarama VII, es un híbrido con habilidades para adaptarse a suelos ácidos.

Procedimiento de muestreo

En el año 2001, antes de la siembra y de la aplicación de fertilizantes, diez muestras aleatorias de suelo de 0-10 cm de profundidad, fueron obtenidas en cada una de las parcelas usando barrenos Oakfield (2,26 cm de diámetro). Las muestras se colocaron en bolsas plásticas de polipropileno y transportadas al laboratorio a temperaturas aproximadas de 10°C y luego conservadas a 4°C hasta la realización de los análisis físicos, químicos y microbiológicos.

Determinación de C y N total

Las muestras de suelo, tomadas antes de siembra, fueron secadas al aire y pasadas a través de un tamiz de malla de 0,15 cm, para determinar el C orgánico por el método de oxidación húmeda con $K_2Cr_2O_7$ (1) y el N total siguiendo el método de Kjeldahl (1).

Análisis de masa microbiana

La masa microbiana de C (MMC) fue determinada por la técnica de fumigación-incubación (14). El suelo usado para la estimación de MMC fue almacenado a 4°C por un lapso no mayor de dos semanas antes del análisis. Antes del análisis las muestras fueron tamizadas a través de una malla de 6 mm. El suelo (5 g) fue adicionado a botellas de suero de 160 ml. Cuando el contenido de agua fue menor de 0,28 g g⁻¹ (aprox. -150 kPa), se le adicionó agua para alcanzar ese contenido de humedad. Todas las muestras fueron preincubadas a 25°C por cinco días, y luego, la mitad de las replicas fueron fumigadas con cloroformo libre de

etanol por 18-24 h. Cada muestra de suelo fumigada recibió el inóculo convencional (0,5 g) del correspondiente suelo no fumigado.

Las muestras fumigadas y no fumigadas fueron selladas e incubadas por 10 d a 25°C. Al final del período de incubación, se midió la concentración de CO₂-C, usando un cromatógrafo de gases Agilent 6890 (Agilent Technologies, Wilmington, DE) equipado con una columna Porapak Q de 2 m.

La MMC fue calculada con la fórmula $MMC = F_c / K_n$ donde $F_c = [CO_2 \text{ producido del suelo fumigado} - CO_2 \text{ producido del suelo no fumigado}]$ y $K_n = 0,45$ (la proporción de C microbiano producido como CO₂).

Mineralización de carbono

Diez gramos de suelo fue adicionado a botellas de suero de 160 ml. Antes del análisis las muestras fueron tamizadas a través de una malla de 6 mm. El potencial de agua del suelo fue llevado aproximadamente a -30 J kg⁻¹ (0,30 kg agua kg⁻¹ suelo) con agua destilada. El suelo fue incubado a 30°C por 65 días y el CO₂-C determinado a partir del segundo día de incubación utilizando un cromatógrafo de gases. El potencial del C mineralizado fue estimado de la tasa de producción de CO₂-C durante siete a 65 d de incubación, asumiéndose que durante este periodo el suelo había alcanzado un nivel estable, donde la mayoría del flujo de CO₂-C desprendido provenía de la respiración basal ocurrida en este tiempo. El C potencial mineralizado fue calculado usando el CO₂-C producido, el cual es fijado a un

modelo de cinética de primer orden (Stanford y Smith, 1972) utilizando una curva no linear fijada al procedimiento PROC NLIN (20).

Fraccionamiento físico del suelo

Las fracciones de agregados fueron separadas por remojo del suelo seco al aire, seguido por un tamizado en húmedo (4) a través de una serie de cuatro tamices (2000 :m (macroagregados grandes), 250 :m (macroagregados pequeños), 53 :m (microagregados grandes), y 20 :m (microagregados pequeños). Para cada uno de los tratamientos, una submuestra (equivalente a 100 g de suelo seco al aire) fue colocada en el tope de un tamiz de 2000 :m, luego fue sumergido por cinco min en agua deionizada a temperatura ambiente. La separación fue acompañada por un movimiento vertical de 3 cm, realizado al tamiz. Este movimiento manual, se realizó 50 veces durante un período de dos min. El material remanente sobre el tamiz fue lavado dentro de un envase de aluminio cuadrado secado a 50°C toda la noche y luego pesado. La suspensión de suelo fue sucesivamente tamizada al próximo tamaño de tamiz (3).

Corrección de agregados por arena

Las fracciones de suelo secadas en el horno fueron enfriadas en un desecador y luego dispersadas en una solución de hexametáfosfato de sodio al 0,5%, por agitación orbital. La fracción dispersada fue pasada a través de tamices de 2000, 250, 53 y 20 :m, dependiendo del tamaño de fracción evaluada. La fracción remanente sobre el tamiz fue secada

(60°C) y pesada. Los resultados se reportan como el porcentaje de estabilidad de los agregados.

Mineralización de N en el campo

La mineralización de N fue medida utilizando tubos de cloruro de polivinilo (PVC) (diámetro 10 cm, y profundidad 10 cm, con tapas de rosca, instalados en el campo después de la siembra y dejados durante toda la época de cultivo del año 2002. La colocación de los tubos se realizó sobre los residuos presentes en la superficie del suelo. A lo largo de los tubos se les abrió agujeros de aproximadamente 0,5 cm a una distancia de 4 cm cada uno. Luego, fueron enterrados en el suelo dejando aproximadamente 2 cm por encima de la superficie. Una vez instalados se limpio su alrededor para eliminar la vegetación en pie. Muestras de suelo, usando un barreno Oakfield (diámetro 2,26 cm), se tomaron mensualmente durante la época de crecimiento del cultivo del año 2001. Las muestras fueron tomadas a 10 cm de profundidad dentro de los tubos de mineralización e inmediatamente fueron colocadas dentro de bolsas de polietileno, transportadas al laboratorio y almacenadas a 4°C. Antes del análisis, las muestras fueron tamizadas utilizando un tamaño de malla de 6-mm. El contenido de agua fue determinado gravimetricamente en una sub-muestra secada por 24 h a 105°C. El N inorgánico fue extraído a 3 g de una submuestra a la cual se le adiciono 30 mL de KCl 2M. Las muestras fueron agitadas por 1 h con un agitador orbital a 300 RPM. La suspensión fue filtrado a través de un

papel filtro Whatman #2 y el $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ determinado colorimetricamente en un autoanalizador Perkin Elmer, Fias 300, Ueberlingen, Alemania.

Análisis estadístico

Los datos de cada año fueron analizados separadamente través del sistema de análisis estadístico (20).

Resultados y discusión

Parámetros químicos

El C orgánico a 0-10 cm de profundidad mostró poca diferencias entre los tratamientos y estuvo comprendido entre 9,3 y 10,1 mg ha^{-1} (cuadro 1). El valor más alto fue observado bajo barbecho y el más bajo sobre residuos de leguminosa. Contrario a lo observado con el C orgánico, el nitrógeno total mostró diferencias significativas entre barbecho y el tratamiento sin residuos. Ninguna diferencia significativa fue observada entre los tratamientos donde el B fue mantenido y los RG, RL y RN fueron incorporados (cuadro 1). Los valores C y N encontrados en este estudio fueron aproximadamente 50% más bajo que los reportados por Hernández y López (12), en sabanas de la misma región en Venezuela, pero sometidas a diferentes sistemas de cultivo.

La relación C:N de los diferentes tratamientos fue inversamente proporcional a la cantidad de N del suelo (cuadro 1), el C:N fue menor en el suelo bajo barbecho y en el tratamiento donde se utilizó RL, y mas alto en el tratamiento SR. Esto

Proc Mixed fue usado como procedimiento para el análisis de varianza. Para la separación de la diferencia entre medias se utilizó el test de diferencia mínima significativa (DMS). Todos los resultados fueron considerados significativamente diferente a $P < 0,05$ a menos que se mencione lo contrario.

sugiere que el residuo de leguminosa afecto la relación C:N quizás debido a un aceleramiento de la tasa de recambio de C debido a la disponibilidad de N necesaria para la descomposición microbiana (9).

Masa microbiana de carbono

La masa microbiana de carbono (MMC) siguió el mismo patrón del C orgánico. La MMC fue significativamente afectada por la labranza y la aplicación de residuos. Un promedio de las medias de los tratamiento donde se aplicó la labranza indica una disminución el carbono proveniente de la masa microbiana en 64% (cuadro 2). Con respecto a la aplicación de residuos, la MMC alcanzó valores significativamente ($P < 0,01$) altos ($> 60 \text{ kg ha}^{-1}$) comparado con los tratamientos SR y RG (35 y 44 kg ha^{-1}). No se observo diferencias significativas entre la MMC de los tratamientos donde se incorporo RL y el tratamiento donde se utilizo RN. Un incremento del C orgánico, debido a la masa microbiana, ha sido sugerido como un indicador del aumento de la materia orgánica del suelo. Los resultados indican que la MMC fue rápidamente afectada por los sistemas de cultivo, esto

Cuadro 1. Concentraciones de carbono y nitrógeno del suelo a 10 cm de profundidad en los diferentes tratamientos.

Tratamientos	Carbono	Nitrógeno	C:N
	mg ha ⁻¹		
Barbecho	10,1a	1,12a	9,02
Sin residuos	9,7a	0,82b	11,83
Residuos Gramíneas	9,8a	0,99ab	9,89
Residuos Leguminosa	9,1a	1,01ab	9,01
Residuos Nativos	9,3a	0,98ab	9,49

Números seguidos con diferente letra dentro de la misma columna denota diferencias significativas a $P < 0,05$.

sugiere que la MMC puede servir como indicador de cambios en la MOS de suelos altamente degradados.

Mineralización de Carbono

La figura 1 muestra el efecto de los tratamientos sobre la mineralización potencial del C. Los valores de C mineralizado (actividad microbiana potencial) fueron

afectados significativamente tanto por la labranza, como por la aplicación de residuos. En el tratamiento donde no se aplicó residuos se observó el valor más bajo de actividad microbiana. El desprendimiento de CO₂ durante el período de incubación fue mayor ($P > 0,05$) en los tratamientos donde se aplicaron los RL y RN; sin embargo,

Cuadro 2. Distribución de las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo, de acuerdo a la aplicación de residuos y labranza mínima.

Tratamiento	*MMC	**CLNM	C estable
	kg ha ⁻¹		
Barbecho	123a	76,9b***	10023,1
Sin residuos	36c	87,4b	9612,6
Residuos gramínea	35c	125,6ab	9674,4
Residuos leguminosa	60b	158,2a	8941,8
Residuos nativos	44bc	134,2ab	9165,8

*MMC Masa microbiana de Carbono.

**CLNM (Carbono lábil no-microbiano) fue calculado por la diferencia del carbono potencial mineralizable y el carbono proveniente de la masa microbiana.

*** Las letras dentro de la misma columna denotan diferencias significativas ($P < 0,01$) entre los tratamientos.

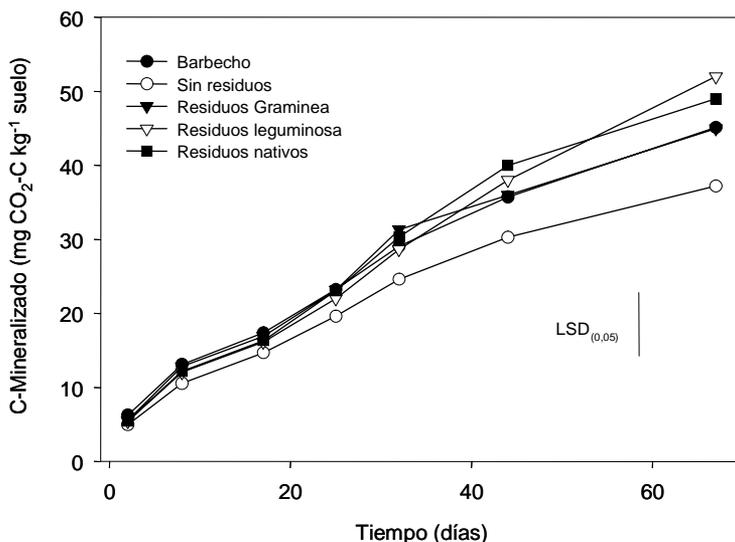


Figura 1. Mineralización de carbono de 0-10 cm de profundidad del suelo sobre barbecho, sin residuos y residuos de gramínea, leguminosa y especies nativas.

esta diferencia no fue significativa al $\text{CO}_2\text{-C}$ producido en el tratamiento donde se aplicó RG y bajo B. Sólo se observó diferencia significativa ($P < 0,05$) con el tratamiento SR, donde se observó un 30% menos de C mineralizado a partir del día 25 de incubación comparado con el resto de los tratamientos. Esta diferencia incrementó en la medida que aumentó el tiempo de incubación. El carbono perdido como $\text{CO}_2\text{-C}$, durante los 65 días de incubación representó 0,6 y 0,9% del C total, para los tratamientos sin y con residuos, respectivamente. Valores similares fueron encontrados por Hernández y Lopez (12). De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, la aplicación de residuos vegetales ha mantenido la calidad de la materia orgánica al compararla con

el tratamiento con barbecho, tal como es indicado por la cantidad de C mineralizable. De acuerdo con Gregorich *et al.* (9), la fracción mineralizable de la materia orgánica del suelo contribuye al ciclaje de nutrientes y es la interfase entre los organismos autotróficos que sintetizan compuestos complejos de constituyentes inorgánicos, y de organismos heterotróficos que descomponen los compuestos orgánicos y permiten que los constituyentes inorgánicos sean usados otra vez.

El C orgánico del suelo puede ser dividido dentro de fracciones activas (labiles) y resistentes. Generalmente, las fracciones labiles consisten de fuentes de C soluble en agua (azúcares simples, ácidos orgánicos y proteínas),

la masa microbiana y sus productos, los cuales son rápidamente metabolizados durante los estados iniciales de la incubación. Las fracciones resistentes son compuestos conteniendo lignina, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos humatos y del C físicamente protegido. En el cuadro 2, se presenta la distribución de las diferentes fracciones del C en los diferentes tratamientos. El C mineralizable [C-microbiano (MMC) y C lábil no-microbiano (CLNM)] representó aproximadamente el 2% del C orgánico total. El C lábil no microbiano incrementó significativamente con la labranza y la incorporación de RL, el cual fue 50% mayor al compararlo con el tratamiento de barbecho. Sin embargo, este incremento fue similar a aquellos donde se aplicaron los RN y RG. El C estable (C total - CLNM - MMC), fue similar entre los tratamientos, sin embargo, después de tres años de cultivar la tierra el C estable disminuyó en aproximadamente 10%.

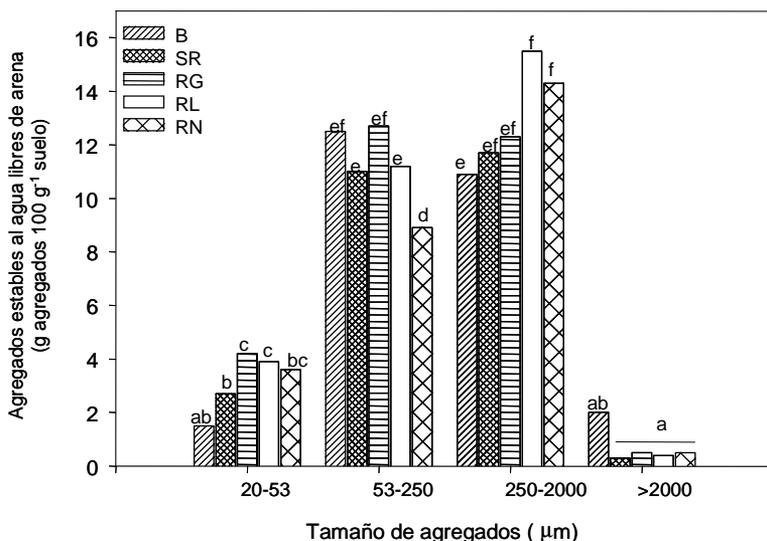
Distribución de agregados estables al agua

En general los efectos del manejo de suelo indican, al compararlo con el barbecho, que todos los tratamientos tienden a perder los macroagregados >2000 μm . Estos macroagregados disminuyen su cantidad en aproximadamente 60% como consecuencia del cambio de sabanas naturales a agroecosistemas (figura 2). Los macroagregados más pequeños (250-2000 μm) mostraron proporciones similares en los tratamientos con la aplicación de RL, RN y RG. Los

pequeños macroagregados parecen haber incrementado a expensa de los macroagregados >2000 μm . Cuando correlacionamos los macroagregados (>2000 μm) de los diferentes tratamientos con el fraccionamiento biológico del C, observamos que el tratamiento con barbecho, donde existe una mayor cantidad de macroagregados, encontramos la menor concentración de CLNM, y la mayor de C estable.

La labranza disminuyó la cantidad de macroagregados (>2000 μm) (figura 2), en consecuencia, la cantidad de C estable también disminuyó (cuadro 3). Es posible que esta disminución de la concentración del C estable haya sido producto de la utilización del CLNM que se encontraba almacenado en los macroagregados. De acuerdo a Six *et al.* (21), la labranza rompe los macroagregados y la materia orgánica que estaba dentro del agregados, y que no es incorporada y protegida dentro de agregados más pequeños, es rápidamente descompuesta. Cuando observamos los tratamientos donde se aplicó residuos, observamos que el CLNM es mayor comparado con los tratamientos B y SR. Entonces la entrada de material vegetal al suelo parece haber incrementado la fracción lábil (CLNM), pero esta fracción no está dentro del agregado, por lo tanto, es cuantificada como CLNM y no como C estable.

Aun cuando no se determinó el C en los diferentes agregados del suelo, parece que gran cantidad del carbono lábil presente en el tratamiento bajo barbecho se encuentra protegido por



Letras diferentes significan diferencias significativas dentro de los tratamientos y los tamaños de agregados a $P < 0,05$.

Figura 2. Distribución de agregados de suelo en un utilisol (0-10 cm) bajo diferentes residuos aplicados: barbecho (B), sin residuos (SR), residuos gramíneas (RG), residuos leguminosa (RL), residuos vegetación nativa (RN), y labranza mínima.

Cuadro 3. Distribución de las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo, de acuerdo a la aplicación de residuos y labranza mínima.

Tratamiento	**MMC	*CLNM	C estable
	Kg ha ⁻¹		
Barbecho	12,3a	76,9b*	10023,1
Sin residuos	3,6c	87,4b	9612,6
Residuos gramínea	3,5c	125,6ab	9674,4
Residuos leguminosa	6,0b	158,2a	8941,8
Residuos nativos	5,4bc	134,2ab	9165,8

*CLNM (Carbono lábil no-microbiano) fue calculado por la diferencia del carbono potencial mineralizable y el carbono proveniente de la masa microbiana.

**MMC Masa microbiana de Carbono

*** Las letras dentro de la misma columna denotan diferencias significativas ($P < 0,1$) entre los tratamientos.

los agregados del suelo y por lo tanto es cuantificado como C estable (cuadro 3). En un estudio de las características de agregados de vertisoles en Venezuela (7), se encontraron grandes cantidades de C mineralizable en macroagregados ($>250 \mu\text{m}$) comparada con los microagregados ($<250 \mu\text{m}$). Por otra parte, Hernández y Lopez (12) reportan una alta producción de C-CO₂ en macroagregados al comparala con los microagregados en ultisoles de sabanas nativas de Venezuela. De acuerdo a Elliott (4), los macroagregados tienden a contener más materia orgánica y menos arena, pero aún no esta claro si la materia orgánica en los macroagregados es más minerizable que en los microagregados. Freibauer *et al.* (8) han demostrado que en oxisoles tropicales los macroagregados ($>2\text{mm}$) son más sensitivos al uso de la tierra, indicando un comportamiento similar a los de suelos en las zonas templadas.

Mineralización de N en el campo

Las tasas de mineralización observadas bajo condiciones óptimas en el laboratorio son solo potenciales que raramente son obtenidas bajo condiciones de campo. De hecho, bajo condiciones subóptimas de campo se puede favorecer la formación de fracciones mineralizables que pueden ser descompuestas rápidamente bajo condiciones de laboratorio. En este estudio, la evaluación de la mineralización de N en el campo fue realizada utilizando suelo sin vegetación y protegido de la lluvia. En los primeros 30 días del experimento, se observó la mayor cantidad de N

mineralizado donde no se aplicó labranza mínima (barbecho) (figura 3); sin embargo, al final del experimento (138 d) el N mineralizado bajo este tratamiento incremento sólo en 5% del N mineralizado a los 30 días. Estos resultados apoyan la hipótesis de protección de la materia orgánica dentro de los macroagregados $> 2000 \mu\text{m}$, como se planteó en los resultados presentados en la figura 2. El tratamiento donde se observó la mayor cantidad de macroagregados ($> 2000 \mu\text{m}$), es donde se observa una mineralización de N aproximadamente constante durante todo el periodo en evaluación.

En los tratamientos donde se aplicó residuos, se observa un incremento progresivo significativo del N mineralizado con el transcurso del tiempo, comparado con el tratamiento control (SR). La aplicación de RN incrementó significativamente ($P<0,05$) en 50, 30 y 20% el N mineralizado acumulado en 138 d comparado con el tratamiento SR, RG y RL, respectivamente (figura 3). Los residuos de vegetación nativa y leguminosa elevan la actividad microbiana figura 1, y por lo tanto, incrementan el nitrógeno mineralizado. En consecuencia, la actividad microbiana puede ser tomada como un indicador de la mineralización de N en el campo. No se observó mineralización de N sin la aplicación de residuos. Este resultado indica que la dinámica de la incorporación de N dentro de las fracciones orgánicas son gobernadas por la calidad del sustrato. Pareciera

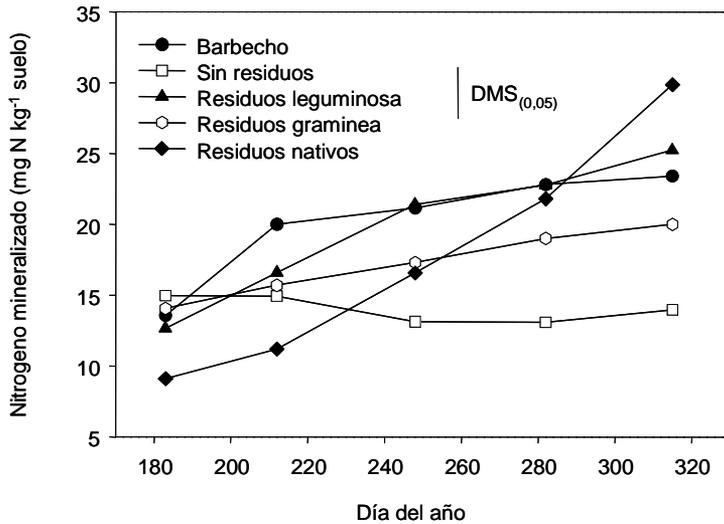


Figura 3. Nitrógeno mineralizado en el campo, bajo diferentes residuos aplicados y labranza mínima, a 10 cm de profundidad.

que la materia orgánica en el tratamiento sin residuos actúa como

sumidero de N (figura 3).

Conclusiones

Los resultados de este trabajo muestran que el uso tradicional de la tierra en estas sabanas degradadas drásticamente disminuye el C lábil proveniente de la masa microbiana, así como la actividad de los microorganismos. Existe una tendencia a incrementar la microagregación y disminuir la macroagregación, en consecuencia, una menor probabilidad de almacenaje de C en el suelo. Sin embargo, el uso de prácticas de manejo, tales como la aplicación de residuos de leguminosa y vegetación nativa incrementan notoriamente los macroagregados (250-2000 μm), lo

que sugiere una conservación de las entradas de C al suelo.

Aparentemente en estos suelos degradados, las fracciones lábiles de la materia orgánica también contienen cantidades considerables de N lábil y las fracciones estables de C y N parece contribuir al pool mineralizable de estos elementos por la liberación de la materia orgánica almacenada en los macroagregados. Los resultados revelan que la masa microbiana de C, la actividad microbiana y el carbono lábil no-microbiano pueden ser usados como índices de calidad de materia orgánica del suelo para comparar el efecto en

corto tiempo del cambio de uso de la tierra en suelos altamente meteorizados.

Agradecimiento

El autor desea expresar su agradecimiento a la Ing. Agr. Marisol López, por permitir el uso del experimento de campo para este estudio

Literatura citada

- Anderson, J.M. y J.S.I. Ingram. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A handbook of Methods, 2^{da} ed. CAB International, Wallingford, UK.
- Beare, M.H., M.L. Cabrera, P.F. Hendrix, y D.C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:787-795.
- Cambardella, C.A., y E.T. Elliott. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Am. J.* 57:1071-1076.
- Elliott, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:627-633.
- Elliott, E.T., y D.C. Coleman. 1988. Let the soil work for us. *Ecol. Bull.* 39:23-32.
- Elliott, E.T., K. Paustian, y S. Frey. 1996. Modeling the measurable or measuring the modelable: A hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionation. In: D. S. Powlson, P. Smith, y J. U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. NATO ASI Series, Vol. I 38. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 161-179
- Espinoza, Y. 2000. Dynamics and Mechanisms of Stabilization of C and N in Soil. Ph.D Dissertation. Kansas State University, Manhattan, Kansas. pp. 117-149.
- Freibauer, A., R. Westerhof, M. Ayarza, J.E. da Silva, W. Zech. 1999. Short term variation in aggregation and particulate organic matter under crops and pastures. In: R. Thomas and M.A. Ayarza (Eds). *Sustainable land management for the oxisols of the Latin American savannas*. CIAT. Cali, Colombia. pp. 77-88.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers, C.M. Monreal, y B.H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74:367-385.
- Gregorich, E.G., R.G. Kachanoski, y R.P. Voroney. 1989. Carbon mineralization in soil sizes fractions after various amounts of aggregate disruption. *J. Soil Sci.* 40:649-659.
- Gupta, V.V.S.R. y J.J. Germida. 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregates size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20:777-786.
- Hernández, R. M., y D. Lopez. 2002. Microbial biomass, mineral nitrogen y carbon content in savanna soil aggregates under conventional and no-tillage. *Soil Biol. Biochem.* 34:1563-1570.
- Jastrow, J.D., y R.M. Miller. 1997. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: Feedbacks through organomineral associations. *In*. R. Lal, J. Kimble, R. Follett, y B.A. Stewart (Eds.). *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press. Boca Raton. pp 207-223.

14. Jenkinson, D. S., and D.S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8:209-213.
15. Karlen, D.L., N.C. Wollenhaupt, D.C. Erbach, E.C. Berry, J.B. Swan, N.S. Eash, y J.L. Jordahl. 1994. Crop residues effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil Tillage Res.* 31:149-167.
16. Kern, J.S. y M.G. Johnson. 1993. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:200-210.
17. Parton, W.J., C.V. Cole, J.W. Stewart, D.S. Ojima y D.S. Schimel. 1989. Simulation regional patters of soil C, N, and P dynamics in U.S. Central grasslands region. In: M. Clarholm y L. Bergstrom (Eds.). *Ecology of arable lands.* Kñuwer Academic Publ., Dordrecht, the Netherlands. pp.99-108.
18. Reicosky, D.C. y M.J. Lindstrom. 1995. Impact of fall tillage on short term carbon dioxide flux. In: R. Lal, J. Kimble, E. Levine, y B.A. Stewart (Eds.), *Soil and global change.* Lewis Publishers, Chelsea, MI. pp. 177-187.
19. Rice, C.W., y F.O. Garcia. 1994. Biologically active pool of carbon and nitrogen in tallgrass prairie In: J.W. Doran *et al.* (Eds.). *Definining soil quality for a sustainable environment.* SSSA Spec. Publ. 35. SSSA y ASA, Madison, WI. pp 201-207.
20. SAS Institute, 2000. *SAS Procedures guide.* Release 8.02 edition, Cary, NC.
21. Six, J, E.T. Elliott, K. Paustian, J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1367-1377.
22. Smika, D.E. y P.W. Unger. 1986. Effect of surface residues on soil water storage. *Adv. Soil Sci.* 5:111-138.
23. Stanford, G. y S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potential of soil. *Soil Sci. Soc. Proc.* 36:465-472.
24. Taylor, R.E., O.E. Hays, C.E. Bay, y R.M. Dixon. 1964. Corn stover mulch for control of runoff and erosion on land planted to corn after corn. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28:123-125.
25. Van Veen J.A., y E.A. Paul. 1981. Organic C dynamics in grassland soils. 1: Background information and computer simulations. *Can. J. Soil Sci.* 61:185-201.

