

CAMBIOS EN LAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DE UN VERTISOL INDUCIDOS POR SISTEMAS DE LABRANZA DE CONSERVACIÓN

Changes in Chemical and Microbiological Characteristics of a Vertisol Induced by Conservation Tillage Systems

Luis E. Fregoso Tirado¹

RESUMEN

En El Bajío, la labranza convencional (quema de residuos + rastreo cruzado + melgueo) deteriora la calidad de los Vertisoles, lo cual tiene graves implicaciones ambientales, económicas y sociales. Este estudio tuvo como objetivo cuantificar los efectos a corto plazo (2.5 años, cinco ciclos de cultivo) de sistemas de labranza de conservación (LC) con dos alternativas de manejo de residuos de cosecha (remoción parcial de los mismos vía empacado *versus* retención total), así como de la labranza convencional (LCONV) sobre la calidad de un Vertisol evaluada mediante la medición de indicadores químicos y microbiológicos. Los indicadores microbiológicos fueron más sensibles a los sistemas de manejo evaluados que los indicadores químicos. Se determinó que los contenidos de carbono y nitrógeno en la biomasa microbiana del suelo (0-15 cm) bajo LC se incrementaron de 16 a 24% y 18%, respectivamente, comparados con LCONV. Los mayores cambios de los indicadores microbiológicos y químicos de calidad del suelo se encontraron en el estrato de 0-5 cm de profundidad, éstos reflejaron una mejoría de su calidad bajo LC. La remoción parcial de residuos de cosecha vía empacado sobre los indicadores microbiológicos fue consistentemente detrimental hasta después de transcurridos cuatro ciclos de cultivo. En adición, el suelo bajo LC se acidificó moderadamente (pH = 5.4), comparado con el suelo bajo LCONV (pH = 6.2). La práctica de empacado de residuos de cosecha asociada a la LC es una buena estrategia para facilitar la adopción de este sistema, ya que disminuye el factor exceso de residuos que provoca temor a los productores, además

de que es una alternativa viable para hacer compatible el uso de los residuos de cosecha con fines forrajeros, y para la protección y el mejoramiento de la calidad del suelo.

Palabras clave: empacado de residuos de cosecha, carbono y biomasa microbiana, El Bajío.

SUMMARY

In the region of El Bajío (Central Mexico), conventional tillage (burning crop residues + crossed tandem disking + bedding) is degrading the quality of Vertisols, which has brought about serious environmental, economic and social consequences. The objective of this study was to assess the short-term effects (2.5 years, five growing cycles) of no-tillage (NT) systems associated with two crop residue management alternatives (partial removal through baling *versus* full retention) and the conventional tillage system on the quality of a Vertisol evaluated by means of chemical and microbiological indicators. Results showed that microbiological indicators were more sensitive to the evaluated management systems than chemical indicators. The content of soil microbial biomass carbon (0-15 cm) increased between 16 and 24%, whereas soil microbial biomass nitrogen increased 18% with conservation tillage systems relative to those of the conventional system. The largest changes were found in the 0-5 cm soil layer, which reflected an improvement in soil quality under NT. The detrimental effect originated by partial removal of crop residues on the soil microbial activity indicators was evident until the fifth growing season. Soil under NT was moderately acidified (pH = 5.4) in comparison with the soil under conventional tillage (pH = 6.2). Baling crop residues associated with no-tillage is a good strategy to facilitate adoption of NT since it reduces a factor of excess of residues that growers fear. It also makes the use of residues for forage and for soil cover compatible with its protection and improvement.

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Uruapan. Av. Latinoamericana 1101, Col. Revolución, Uruapan, Mich., México. (fregoso.luis@inifap.gob.mx)

Index words: *baling crop residues, soil microbial biomass carbon and nitrogen, El Bajío.*

INTRODUCCIÓN

En El Bajío, en condiciones de riego se producen dos cosechas al año; en el ciclo primavera-verano (PV) con los cultivos de maíz y sorgo se obtienen rendimientos que normalmente varían entre 8 y 12 Mg ha⁻¹; en el ciclo otoño-invierno (OI) los cultivos de trigo y cebada por lo general rinden de 4 a 7 Mg ha⁻¹. Estos rendimientos de grano conllevan la producción anual de grandes cantidades de residuos de cosecha (12 a 19 Mg ha⁻¹), los cuales no se descomponen en su totalidad, dada la combinación de las altas relaciones carbono/nitrógeno (C/N) y el corto periodo con condiciones adecuadas de humedad y temperatura. Los agricultores tradicionalmente han considerado a los residuos de cosecha como algo que dificulta las labores de preparación del suelo, el manejo que les dan consiste en alguna combinación de las siguientes prácticas: quema, empacado o incorporación al suelo con el arado y la rastra. Estas prácticas de manejo de residuos han contribuido a reducir el contenido de materia orgánica (MO) del suelo de 2.6 a 0.6% en los últimos 30 años y al incremento de las dosis de fertilización de 150 a 320 kg ha⁻¹ de N (Fregoso Tirado *et al.*, 2002). El incremento de los costos de producción, el estancamiento de los precios de las cosechas, combinados con el agotamiento de los recursos hídricos, han forzado a algunos productores de la región a explorar la adopción de alternativas tecnológicas, como la LC, para reducir los costos, mejorar la eficiencia del uso del agua y la calidad del suelo. Sin embargo, se ha encontrado que uno de los factores que está reduciendo la tasa de adopción de este sistema es el temor de los agricultores al aparente exceso de residuos y al riesgo potencial que esto conlleva para lograr establecer buenas poblaciones de plantas y tener un buen control del agua de riego. Asimismo, para los productores pequeños la venta de pacas de residuos representa un ingreso económico adicional, lo cual podría crear un conflicto con el objetivo de conservación y mejoramiento del suelo.

El uso de la labranza de conservación (LC), definida como “cualquier sistema de labranza y siembra que mantenga al menos el 30% de la superficie del suelo cubierta por residuos de cosecha después de la siembra” (CTIC, 2005), implica una reducción de la alteración mecánica y el mantenimiento de una cubierta protectora

del suelo. Los resultados de numerosos estudios han demostrado que los residuos de cultivos incrementan el contenido de MO, la actividad microbiológica, la disponibilidad de nutrientes, la infiltración y el almacenamiento de agua del suelo y los rendimientos de los cultivos (Unger y McCalla, 1980; Prasad y Power, 1991). Erenstein (1996) señala que con la intención de disminuir el problema de la erosión de los suelos en México, las agencias gubernamentales han promovido de forma indiscriminada medidas de conservación de suelos desarrolladas en países industrializados. Entre esas medidas se encuentra la LC. Sin embargo, este autor señala que en México existen varios usos de los residuos de cosecha que compiten con la posibilidad de dejarlos como cobertura del suelo. Entre ellos, el más importante es la extracción de los residuos con fines productivos, en forma de forraje, pastoreo directo por el ganado o a través de la elaboración de pacas.

La definición de calidad del suelo (CS) es “la capacidad de una clase específica de suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema manejado o natural, para sostener la productividad vegetal y animal, para mantener o mejorar la calidad del agua y el aire, y para apoyar la salud y vida humana” (Karlen *et al.*, 1997). El concepto de CS se desarrolló en respuesta a la demanda pública por un mayor énfasis en alcanzar la sostenibilidad del manejo de los recursos naturales y al reconocimiento hecho por la comunidad científica de que el manejo del suelo puede mejorarse tomando un enfoque más holístico (Herrick *et al.*, 2002). Dado que la medición de la calidad del suelo implica valorar qué tan bien el suelo desempeña sus funciones y cómo estas funciones están siendo preservadas para su uso futuro, ésta no puede ser determinada sólo con la información parcial que se ha utilizado tradicionalmente, como es el rendimiento del cultivo y el estatus de fertilidad del suelo, principalmente. La calidad del suelo no puede ser medida directamente, sino que se requiere de la integración de la información proporcionada por una serie de indicadores que pueden ser físicos, químicos y biológicos (NRCS, 2005).

Uno de los criterios que debe satisfacer un buen indicador de CS es que sea sensible a las variaciones de manejo y clima (Doran y Parkin, 1994). En este sentido, los indicadores de actividad biológica del suelo son suficientemente sensibles como para mostrar cambios a muy corto tiempo (Dick, 1994). Drinkwater *et al.* (1994) señalaron que la cantidad de nitrógeno convertido de formas orgánicas a formas minerales (mineralización)

varía dependiendo de la historia de manejo, variación climática anual, calidad de la materia orgánica y de las propiedades inherentes del suelo. Por tal razón, la CS para abastecer de nitrógeno disponible a las plantas es un indicador importante de su calidad. La biomasa microbiana del suelo es el componente vivo de la materia orgánica que se encuentra en éste (Rice *et al.*, 1996; Dalal, 1998). A diferencia de la materia orgánica del suelo, la cual debido a su resistencia y estabilidad puede requerir de plazos relativamente largos para poder observar cambios medibles, la biomasa microbiana tiene tasas de descomposición y reemplazo menores de un año (Paul, 1984) y, por lo tanto, responde rápidamente a las condiciones físico-químicas que eventualmente alteran el contenido de materia orgánica del suelo (Rice *et al.*, 1996). Adicionalmente, la biomasa microbiana responde a actividades antropogénicas, todo lo cual la hace un buen indicador de los procesos de degradación o mejoramiento a los que está sujeto el recurso suelo (Powlson *et al.*, 1987; Rice *et al.*, 1996; Karlen *et al.*, 1997; Sparling, 1992).

En el mundo y en particular en México existe una escasez de datos de biomasa microbiana de suelos que contienen más de 50% de arcilla (Dalal, 1998). Por lo anterior, el entendimiento de los efectos de sistemas de labranza/manejo de residuos de cosecha sobre las propiedades microbiológicas del suelo (en particular Vertisoles) y, en consecuencia, sobre su calidad es de gran importancia para diseñar sistemas de manejo que hagan compatible el uso de los residuos de cosecha con fines de mejoramiento del suelo y para propósitos forrajeros.

El objetivo de este estudio fue determinar los efectos a corto plazo (2.5 años, cinco ciclos de cultivo) de dos sistemas de LC y manejo de residuos, así como de la LCONV sobre indicadores químicos y microbiológicos de la calidad de un Vertisol.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se realizó en el Centro de Desarrollo Tecnológico “Villadiego”, perteneciente a Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura (FIRA), en un Vertisol típico (Typic haplustert) (USDA-SCS, 1995), localizado en el municipio de Valle de Santiago, Guanajuato, México (20° 23' N, 101° 7' O, a una altitud de 1710 m). El suelo del sitio experimental, a 20 cm de profundidad, tiene un contenido de arcilla de

54% y de arena de 12%. El trabajo experimental cubrió los ciclos PV 2001, 2002 y 2003, con el cultivo de maíz, y los ciclos OI 2001-2002 y 2002-2003, con los cultivos de trigo y cebada, respectivamente. El diseño experimental durante el periodo PV 2001, OI 2001-2002 y PV 2002 fue en parcelas divididas con arreglo de bloques al azar con cuatro repeticiones. Las parcelas grandes incluyeron a tres sistemas de labranza/manejo de residuos: (1) labranza de conservación con 100% de residuos de cultivo dejados como cobertura del suelo (LC + 100% residuos); (2) labranza de conservación con remoción parcial de residuos a través del empacado de los mismos (LC + empacado); y (3) labranza convencional (LCONV), la cual consistió en la quema de residuos, paso cruzado de rastra pesada y melgueo en cada ciclo de cultivo. Las parcelas chicas consistieron en dos dosis de fertilización: 250-100-00 y 280-150-90 (kg ha⁻¹ de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente). La parcela experimental había sido cultivada con la rotación maíz-trigo bajo LC con 100% de los residuos de ambos cultivos dejados como cobertura del suelo durante los siete años previos al inicio del experimento, mientras que las unidades experimentales con el sistema de LCONV se implementaron durante el ciclo OI 1997-1998. El tamaño de las parcelas chicas fue de seis melgas o camas de 1.52 m de ancho por 20 m de largo cada una. El trigo y la cebada se sembraron en siete hileras por cama y el maíz en dos hileras por cama. Las camas en los tratamientos de LC fueron permanentes y sólo se “reavivaron” las rayas previas a la siembra de cada ciclo mediante la acción mecanizada del paso de timones con rejas cultivadoras. A partir del ciclo OI 2002-2003, el diseño experimental usado fue el de bloques al azar (cuatro repeticiones) con los tres tratamientos de labranza/manejo de residuos (parcelas grandes) y una sola dosis de fertilización (Cuadro 1).

Para el cultivo de maíz sólo se aplicó el riego de germinación, mientras que para los cultivos de trigo y cebada se aplicaron cuatro y tres riegos en total, respectivamente. La maleza y las plagas del suelo se controlaron con herbicidas e insecticidas convencionales.

El residuo superficial (por ciento de cobertura y peso seco de biomasa) se midió después de que los tratamientos fueron establecidos en cada ciclo de cultivo (aproximadamente una semana antes de la siembra). El peso seco de los residuos se estimó utilizando un cuadrante metálico de 1 m² que se colocó al azar en cada unidad experimental, cubriendo el área localizada entre

Cuadro 1. Fechas de siembra y dosis de fertilización de los cultivos establecidos en Villadiego, Gto., México.

Ciclo [†]	Cultivo	Fecha de siembra	Dosis de fertilización (kg ha ⁻¹ N-P ₂ O ₅ -K ₂ O)
PV 2001	Maíz	9 de mayo 2001	250-100-00 y 280-150-90
PV 2002	Maíz	21 de mayo 2002	250-100-00 y 280-150-90
PV 2003	Maíz	24 de mayo 2003	275-115-60
OI 2001-2002	Trigo	9 de diciembre 2001	250-100-00 y 280-150-90
OI 2002-2003	Cebada	13 de diciembre 2002	280-150-90

[†] PV = primavera-verano, OI = otoño-invierno.

los puntos medios de dos camas. El porcentaje de cobertura del suelo con residuos se estimó utilizando el método de la línea transecta (Steiner *et al.*, 1994).

Se obtuvieron muestras compuestas de suelo colectado en dos o cuatro puntos seleccionados al azar dentro de cada unidad experimental, en tres profundidades: 0-5, 5-10 y 10-15 cm. Las fechas de muestreo coincidieron con la etapa de floración de los cultivos (a excepción del ciclo PV 2003 cuando el maíz estuvo en la etapa de llenado inicial de grano). Las muestras de suelo se secaron al aire en la sombra y se pasaron por un tamiz con apertura de 2 mm para remover residuos y raíces de cultivo. El C y N en la biomasa microbiana del suelo se estimó utilizando el método de fumigación con cloroformo-incubación desarrollado por Jenkinson y Powlson (1976), con las modificaciones indicadas por Franzluebbers *et al.* (1996) y Salinas-García *et al.* (2002). La cantidad de CO₂-C atrapada por el hidróxido de potasio fue determinada mediante titulación (Anderson, 1982). El C en la biomasa microbiana del suelo (CBMS) se determinó con la Ecuación 1.

$$CBMS = [(mg \text{ CO}_2\text{-C kg}^{-1} \text{ suelo en 10 días})_{\text{fumigado}}] / k_C \quad (1)$$

donde: $k_C = 0.41$ (Voroney y Paul, 1984) representa la fracción del C de la biomasa que se asume fue mineralizado durante el periodo de incubación.

El NH₄⁺-N extraído antes (inicial) y después del periodo de fumigación-incubación se determinó mediante el método colorimétrico del azul indofenol usando un espectrómetro (Keeney y Nelson, 1982). El N en la biomasa microbiana del suelo (NBMS) se determinó usando la Ecuación 2.

$$NBMS = [(NH_4^+\text{-N kg}^{-1} \text{ suelo en 10 días})_{\text{fumigado}} - (NH_4^+\text{-N kg}^{-1} \text{ suelo})_{\text{inicial}}] / k_N \quad (2)$$

donde: $k_N = 0.41$ (Carter y Rennie, 1982) representa la fracción del N de la biomasa que se asume fue mineralizado durante el periodo de incubación.

El C orgánico total del suelo se determinó con el método de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982). El N total Kjeldahl se analizó mediante digestión en H₂SO₄ (Nelson y Sommers, 1982), seguido por análisis colorimétrico con el método del azul indofenol, usando un espectrómetro (Keeney y Nelson, 1982). El N mineralizable se estimó de las cantidades de NH₄-N + NO₃-N (Robarge *et al.*, 1983) que se mineralizaron en muestras de suelo no fumigadas e incubadas durante 10 días a 29 ± 2 °C, las cuales se preincubaron a temperatura ambiente durante cinco días con un contenido de humedad aproximado a capacidad de campo (Campbell *et al.*, 1991). El P asimilable se determinó con el método Bray-P1 (Olsen y Sommers, 1982) y el pH en relación 2:1 (agua:suelo). También se midió la densidad aparente del suelo seco (105 °C, 48 h) para lo cual se tomaron tres núcleos inalterados (5.5 cm de diámetro) en cada unidad experimental y profundidad. Esta información se usó para transformar los resultados obtenidos en unidades de masa en base volumétrica (kg ha⁻¹).

El balance de residuos se realizó con la información colectada durante el desarrollo del estudio en la parcela experimental, así como a nivel comercial en las 8.2 ha que maneja el Centro de Desarrollo Tecnológico "Villadiego". El total de la biomasa aérea producida se estimó despejando de la Ecuación 3 la variable rendimiento de rastrojo (RR). Los valores de índice de cosecha (IC) usados fueron 0.40 para el cultivo de trigo (variedad Salamanca) y 0.38 para el cultivo de cebada (variedad Esperanza), y para el cultivo de maíz (híbrido Leopardo) se usó el valor de 0.46 (Rodríguez, 1993). El valor de rendimiento de grano (RG) se obtuvo de las unidades experimentales bajo LC + empacado. La estimación de la cantidad de rastrojo/paja removida

se hizo multiplicando el número total de pacas producidas por el peso promedio de paca, para lo cual se contaron el número de pacas cosechadas y el peso promedio de 10 pacas elegidas al azar.

$$IC = [(RG) / (RG + RR)] \times 100 \quad (3)$$

donde: IC = índice de cosecha, RG = rendimiento de grano, RR = rendimiento de rastrojo.

El rendimiento de grano se estimó cosechando manualmente las dos melgas centrales x 4 m de largo de cada unidad experimental y el rendimiento (kg ha^{-1}) se ajustó a un contenido de humedad de 14%.

Los datos obtenidos se analizaron mediante el procedimiento ANOVA (SAS Institute, 1998). La separación de medias de tratamientos se hizo mediante la prueba de rango múltiple de Duncan (Steel y Torrie, 1980), con un nivel de significancia de $P \leq 0.05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución de la Cobertura de Residuos del Suelo

La cobertura del suelo medida en términos de porcentaje y biomasa al término del primer y cuarto ciclo de cultivo estudiado se presenta en el Cuadro 2. Estos resultados indican que la tasa anual de deposición de residuos durante el periodo evaluado fue mayor que la tasa anual de descomposición o descomposición + remoción (empacado) en los dos sistemas de LC evaluados.

El balance de residuos realizado indicó que, en promedio, se empacó el 32% de los residuos producidos ($2700 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$) y que la tasa de descomposición fue de 60.64% y 59.44% para (LC + 100% residuos) y (LC + empacado), respectivamente. Estas tasas de descomposición son 16% inferiores a las consignadas

Cuadro 2. Efecto de sistemas de labranza/manejo de residuos sobre la cobertura de residuos. Villadiego, Gto., México.

Sistema de labranza/manejo de residuos [†]	Cobertura del suelo por residuos de cosecha			
	5 diciembre 2001		19 mayo 2003	
	kg ha^{-1}	%	kg ha^{-1}	%
LC + 100% residuos	14 560	80	22 200	98
LC + empacado	5 960	65	13 900	91
LCONV	1 413	6	300	6

[†] LC = labranza de conservación, LCONV = labranza convencional.

por Velázquez *et al.* (2002) para un Vertisol de Álvaro Obregón, Michoacán, México, con características edáficas y climáticas similares a las del sitio experimental. La razón de la discrepancia podría atribuirse a que el trabajo de Velázquez *et al.* (2002) se realizó en un solo ciclo de cultivo, lo que significa que no se tomó en cuenta la estratificación de residuos que ocurre al depositarse nuevas capas de residuos sobre otras en procesos más avanzados de descomposición, lo que, a su vez, conlleva a tasas diferenciales de descomposición, siendo más rápidas para las capas que están en contacto con el suelo, dado que ahí se presentan las mejores condiciones de humedad y temperatura para la actividad microbiana. Se observó que en el sistema LCONV ocurrió una disminución de la biomasa de residuos, originada por la quema e incorporación al suelo de éstos.

En lo que corresponde al porcentaje de cobertura del suelo, también se observó una tendencia creciente en ambos sistemas de LC durante el periodo de estudio, mientras que la diferencia entre los sistemas de LC estudiados fue mínima al final del periodo evaluado, siendo la cobertura casi total en ambos sistemas, a pesar de la remoción de residuos vía empacado realizado en cada ciclo de cultivo en el sistema LC + empacado.

Evolución del Carbono en la Biomasa Microbiana y el Carbono Orgánico del Suelo

El efecto de las dosis de fertilización, así como de la interacción sistemas de labranza/manejo de residuos por dosis de fertilización no fue significativo durante los ciclos evaluados para todas las propiedades del suelo analizadas. Por esta razón, sólo se presentan los resultados promediados sobre dosis de fertilización para los sistemas de labranza/manejo de residuos.

Las cantidades cuantificadas de carbono en la biomasa microbiana del suelo (CBMS) y C orgánico en cada sistema de labranza/manejo de residuos y ciclo de cultivo estudiado se presentan en el Cuadro 3 para las profundidades de 0-5 y 0-15 cm (suma de las profundidades 0-5, 5-10, 10-15 cm), ya que no se presentan diferencias significativas para las profundidades 5-10 y 10-15 cm. Doran (1987) estudió los efectos a largo plazo (5 a 13 años) sobre las propiedades del suelo modificadas por sistemas de labranza en siete sitios de los Estados Unidos de Norteamérica y encontró que los niveles de CBMS fueron

Cuadro 3. Carbono en la biomasa microbiana del suelo (CBMS) y C orgánico del suelo bajo sistemas de labranza/manejo (SLMR) de residuos. Villadiego, Gto., México.

SLMR [†]	Profundidad.	Propiedad	Maíz PV 2001	Trigo OI 2001-2002	Maíz PV 2002	Cebada OI 2002-2003	Maíz PV 2003
	cm	kg ha ⁻¹					
LC + 100% residuos	0-5	CBMS	497 a [‡]	560 a	709 a	764 a	639 a
LC + empacado	0-5	CBMS	591 a	628 a	755 a	905 a	606 ab
LCONV	0-5	CBMS	500 a	408 b	518 a	623 b	476 b
LC + 100% residuos	0-5	C org.	10748 a	NM [§]	NM	NM	12350 a
LC + empacado	0-5	C org.	11797 a	NM	NM	NM	13671 a
LCONV	0-5	C org.	7291 b	NM	NM	NM	5677 b
LC + 100% residuos	0-15	CBMS	1484 a	1502 a	2056 a	2179 a	1845 a
LC + empacado	0-15	CBMS	1581 a	1583 a	2090 a	2145 a	1684 ab
LCONV	0-15	CBMS	1445 a	1208 b	1754 b	1862 b	1418 b
LC + 100% residuos	0-15	C org.	25255 a	NM	NM	NM	25896 a
LC + empacado	0-15	C org.	26046 a	NM	NM	NM	28561 a
LCONV	0-15	C org.	20574 b	NM	NM	NM	20383 b

[†] LC = labranza de conservación, LCONV = labranza convencional. PV = primavera-verano, OI = otoño-invierno. [‡]Medias en la misma columna dentro de la misma profundidad, propiedad y ciclo de cultivo seguidas por la misma letra no son significativamente diferentes de acuerdo con la prueba DMS de Duncan al nivel de significancia de 0.05. [§]NM = no medido.

significativamente superiores en la capa de 0-7.5 cm del suelo bajo LC y disminuyeron con la profundidad.

A partir del segundo ciclo de cultivo estudiado, se observó que el contenido de CBMS fue significativamente inferior para el sistema de LCONV en ambas profundidades (a excepción del ciclo maíz PV 2002, profundidad 0-5 cm), con respecto a ambos sistemas de LC. Sólo durante los dos últimos ciclos estudiados, el CBMS en el sistema LC + empacado fue inferior al encontrado en el sistema LC + 100% de residuos en ambas profundidades. Este comportamiento pudiera indicar el efecto acumulado de la remoción parcial vía empacado de residuos, que coincide con lo reportado por Collins *et al.* (1992), quienes hallaron una relación directa entre la retención de residuos y la cantidad de CBMS para un suelo Haploxeroll de Oregón manejado bajo diferentes rotaciones basadas en trigo.

La evolución de C orgánico durante el periodo de estudio mostró que el contenido es mayor en los sistemas de LC, comparado con el sistema convencional. Sin embargo, no hay diferencias significativas entre ambos sistemas conservacionistas. Esto posiblemente se explica por los antecedentes de manejo del suelo de los sistemas evaluados en este trabajo y por el tiempo relativamente corto que abarcó este estudio, dada la resistencia y estabilidad que tiene el C orgánico, en especial en suelos arcillosos (Paul, 1984).

La mayor acumulación de C orgánico en el estrato 0-5 cm encontrada en el suelo manejado bajo los sistemas

conservacionistas concuerda con los resultados de Doran (1980; 1987), quien señaló que los suelos bajo LC desarrollan un gradiente de materia orgánica que disminuye más rápidamente con la profundidad que en los suelos bajo LCONV. La distribución de la biomasa microbiana con la profundidad en suelos bajo LC, siguió un patrón similar al de la materia orgánica.

Nitrógeno en la Biomasa Microbiana y Nitrógeno Total

El Cuadro 4 muestra las cantidades de nitrógeno en la biomasa microbiana del suelo (NBMS) y N total medidas en los últimos dos ciclos de cultivo estudiados en el trabajo. El contenido de NBMS en los dos ciclos de cultivos y profundidades reportadas siguió el orden (LC + 100% residuos) > (LC + empacado) > (LCONV). Sin embargo, sólo para el último ciclo de cultivo estudiado en la profundidad acumulada de 0-15 cm, las diferencias fueron significativas. Esto puede atribuirse a que los coeficientes de variación fueron altos (22 a 28%), mismos que probablemente reflejaron la variabilidad a escala de parcela de esta característica, lo cual es común, como lo señalan Cambardella *et al.* (1994), quienes encontraron variaciones en biomasa microbiana tan grandes como el 35%. El efecto positivo de los sistemas de LC sobre el incremento del NBMS tiene implicaciones benéficas sobre la fertilidad del suelo, dado que el NBMS es la fuente principal del N

Cuadro 4. Nitrógeno de la biomasa microbiana del suelo (NBMS) y N total del suelo bajo sistemas de labranza/manejo (SLMR) de residuos. Villadiego, Gto., México.

SLMR [†]	Profundidad	Propiedad	Cebada OI 2002-2003	Maíz PV 2003
	cm	kg ha ⁻¹		
LC + 100% residuos	0-5	NBMS	63.4 a [‡]	41.5 a
LC + empacado	0-5	NBMS	56.8 a	40.1 a
LCONV	0-5	NBMS	51.0 a	30.1 a
LC + 100% residuos	0-5	N total	1114 a	701 a
LC + empacado	0-5	N total	1134 a	743 a
LCONV	0-5	N total	708 b	549 a
LC + 100% residuos	0-15	NBMS	184.4 a	111.2 a
LC + empacado	0-15	NBMS	164.5 a	101.1 ab
LCONV	0-15	NBMS	148.2 a	89.8 b
LC + 100% residuos	0-15	N total	2652 a	2121 a
LC + empacado	0-15	N total	2519 a	2152 a
LCONV	0-15	N total	1947 b	1776 a

[†] LC = labranza de conservación, LCONV = labranza convencional. PV = primavera-verano, OI = otoño-invierno. [‡] Medias en la misma columna dentro de la misma profundidad, propiedad y ciclo de cultivo seguidas por la misma letra no son significativamente diferentes de acuerdo con la prueba DMS de Duncan al nivel de significancia de 0.05.

potencialmente mineralizable del suelo (Paul, 1984). El contenido de N total del suelo en los sistemas de LC fue similar, mientras que su contenido en LCONV siempre fue menor que el de éstos, aunque las diferencias fueron significativas sólo durante el ciclo OI 2002-2003. Al igual que el comportamiento del CBMS y el C orgánico, los contenidos de NBMS y N total fueron mayores en el ciclo OI que en el ciclo PV reportado.

Nitrógeno Mineralizable y Fósforo Extraíble

No se encontraron diferencias significativas en el contenido de N mineralizable durante los ciclos OI para ninguna de las profundidades y sistemas de manejo analizados, mientras que esta variable fue significativamente mayor durante los ciclos PV en los sistemas de LC comparada con la LCONV (Cuadro 5). Estos resultados pudieran explicarse por las condiciones de mayor temperatura que prevalecen durante los ciclos PV, las cuales favorecen la descomposición de la materia orgánica y su componente de biomasa (García, 1973).

La distribución del N mineralizable en las profundidades evaluadas estuvo íntimamente relacionada con la distribución del CBMS, C orgánico y N total, lo cual explica su mayor contenido en la capa de 0-5 cm de profundidad, así como el menor potencial de mineralización de N para el suelo colectado en la profundidad de 0-5 cm en el sistema LC + empacado, comparado con el correspondiente del sistema

LC + 100% residuos, lo cual es el resultado acumulado de la extracción de residuos durante cinco ciclos de cultivo. Resultados similares fueron consignados por Drinkwater *et al.* (1996) para suelos bajo manejo orgánico, lo que refleja el incremento de la actividad de los organismos descomponedores de la materia orgánica.

La dinámica del contenido de P extraíble fue muy similar a la encontrada en las demás variables de suelo estudiadas. Con excepción del muestreo realizado durante el ciclo OI 2002-2003, para la profundidad 0-5 cm, en el resto de las comparaciones presentadas en el Cuadro 5, invariablemente el contenido de P extraíble de los sistemas de LC fue significativamente superior que el encontrado en el suelo del sistema de LCONV. Al igual que el N mineralizable, el efecto acumulado de la remoción de residuos vía empacado sobre el contenido de P extraíble del suelo en la profundidad de 0-15 cm, se reflejó sólo después de cinco ciclos de cultivo.

Reacción del Suelo (pH)

El suelo bajo los sistemas de LC pasó por un proceso de acidificación. Esto se comprobó al comparar el pH del suelo en los sistemas LC (profundidades de 0-5, 5-10, 10-15 cm durante el ciclo OI y 0-5 cm de profundidad durante el ciclo PV) con el del sistema LCONV (Cuadro 6). La acidificación puede ser atribuida al proceso de nitrificación del fertilizante nitrogenado aplicado superficialmente. Resultados similares se han

Cuadro 5. Contenido de N mineralizable y P extraíble del suelo bajo sistemas de labranza/manejo (SLMR) de residuos. Villadiego, Gto., México.

SLMR [†]	Profundidad	Nutrimiento	Trigo OI 2001-2002	Maíz PV 2002	Cebada OI 2002-2003	Maíz PV 2003
	cm	kg ha ⁻¹				
LC + 100% residuos	0-5	N mineralizable	62.2 a [‡]	76.6 a	92.2 a	72.6 a
LC + empacado	0-5	N mineralizable	63.3 a	73.9 a	93.4 a	63.3 b
LCONV	0-5	N mineralizable	67.4 a	43.0 b	77.1 a	54.2 c
LC + 100% residuos	0-15	N mineralizable	128.5 a	155.4 a	258.4 a	151.4 a
LC + empacado	0-15	N mineralizable	135.9 a	155.8 a	227.8 a	140.1 a
LCONV	0-15	N mineralizable	148.1 a	108.4 b	208.9 a	121.4 b
LC + 100% residuos	0-5	P extraíble	76.8 a	97.9 a	47.1 a	57.2 a
LC + empacado	0-5	P extraíble	69.2 ab	106.4 a	45.1 a	53.3 a
LCONV	0-5	P extraíble	54.0 b	72.9 b	40.2 a	42.3 b
LC + 100% residuos	0-15	P extraíble	206.4 a	286.8 a	140.3 a	168.3 a
LC + empacado	0-15	P extraíble	192.5 a	293.6 a	132.7 ab	153.7 b
LCONV	0-15	P extraíble	167.7 b	238.8 b	108.0 b	135.3 c

[†] LC = labranza de conservación, LCONV = labranza convencional. PV = primavera-verano, OI = otoño-invierno. [‡] Medias en la misma columna dentro de la misma profundidad, propiedad y ciclo de cultivo seguidas por la misma letra no son significativamente diferentes de acuerdo con la prueba DMS de Duncan al nivel de significancia de 0.05.

consignado en suelos manejados con LC durante tiempos prolongados (Triplett y Van Doren, 1969; Moschler *et al.*, 1973; Blevins *et al.*, 1977). La acidez moderada encontrada (en particular en el estrato de 0-5 cm) de los sistemas de LC pudiera reflejarse en disponibilidades limitadas de P, calcio, magnesio y, en menor grado, para el N, P y azufre para los cultivos (Ortiz-Villanueva y Ortiz-Solorio, 1990).

Cuadro 6. pH del suelo bajo sistemas de labranza/manejo (SLMR) de residuos. Villadiego, Gto., México.

SLMR [†]	Profundidad	Cebada OI 2002-2003	Maíz PV 2003
	cm		
LC + 100% residuos	0-5	5.41 b [‡]	5.53 b
LC + empacado	0-5	5.47 b	5.31 b
LCONV	0-5	6.22 a	5.85 a
LC + 100% residuos	5-10	5.83 b	5.82 a
LC + empacado	5-10	5.92 b	5.79 a
LCONV	5-10	6.49 a	6.02 a
LC + 100% residuos	10-15	6.02 b	6.12 a
LC + empacado	10-15	6.22 ab	6.08 a
LCONV	10-15	6.58 a	6.07 a

[†] LC = labranza de conservación, LCONV = labranza convencional. PV = primavera-verano, OI = otoño-invierno. [‡] Medias en la misma columna dentro de la misma profundidad, propiedad y ciclo de cultivo seguidas por la misma letra no son significativamente diferentes de acuerdo con la prueba DMS de Duncan al nivel de significancia de 0.05.

Efectos sobre la Calidad del Suelo

El efecto integral de los sistemas de labranza y manejo de residuos sobre la calidad del suelo se evaluó estandarizando los valores de las propiedades biológicas y químicas del suelo (0-5 cm) medidas durante el ciclo PV 2003, tomando como 100% los valores más altos de cada propiedad. Es claro que salvo el pH, el resto de los indicadores de calidad del suelo muestran que ambos sistemas de labranza de conservación mejoraron la calidad del suelo (Figura 1).

CONCLUSIONES

- El mejoramiento de los indicadores microbiológicos y químicos de calidad del suelo (con excepción del pH), originado por la retención total o parcial de los residuos, así como por la eliminación de la alteración mecánica del suelo provocada por la labranza, demostró que los sistemas de labranza de conservación evaluados son más sostenibles que el sistema de labranza convencional.
- Los indicadores microbiológicos y químicos del suelo demostraron que después de cinco ciclos de cultivo (tres ciclos primavera-verano + dos ciclos otoño-invierno) el efecto detrimental de la remoción parcial de residuos vía empacado sobre este recurso fue incipiente, comparado con la retención total de los mismos.

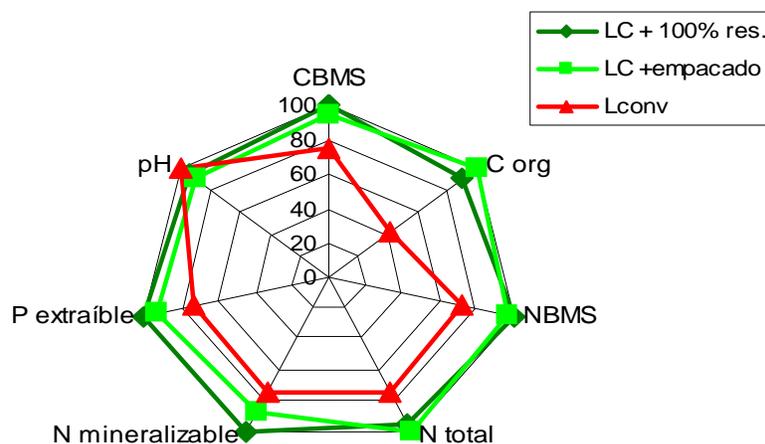


Figura 1. Efecto de sistemas de labranza sobre indicadores de calidad del suelo. CBMS = C en la biomasa microbiana del suelo, NBMS = N en la biomasa microbiana del suelo, LC = labranza de conservación.

- El pH del suelo bajo ambos sistemas de LC se acidificó moderadamente, en particular en el estrato de 0-5 cm de profundidad.

- Las implicaciones prácticas de este estudio indican que el empacado del 32% de los residuos (aproximadamente 2700 kg ha⁻¹ ciclo⁻¹) puede facilitar la adopción de la labranza de conservación, ya que a corto plazo (cinco ciclos de cultivo) no afecta la calidad del suelo y sí pudiera reducir las dificultades y los riesgos asociados con la presencia de grandes cantidades de residuos; además de que puede mejorar la rentabilidad económica al proporcionar una fuente adicional de ingreso, en comparación con el sistema de labranza convencional.

LITERATURA CITADA

- Anderson, J. P. E. 1982. Soil respiration. pp. 837-871. *In*: A. L. Page, R. H. Miller, and D. R. Keeny (eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* 2nd ed. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- Blevins, R. L., G. W. Thomas, and P. L. Cornelius. 1977. Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after five years of continuous corn. *Agron. J.* 69: 383-386.
- Cambardella, C. A., T. B. Moorman, J. M. Novak, T. B. Parkin, D. L. Karlen, R. F. Turco, and A. E. Konopka. 1994. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1501-1511.
- Campbell, C. A., V. O. Biederbeck, R. P. Zentner, and G. P. Lafond. 1991. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 71: 363-376.
- Carter, M. R. and D. A. Rennie. 1982. Changes in soil quality under zero tillage farming systems: distributions of microbial biomass and mineralizable C and N potentials. *Can. J. Soil Sci.* 62: 587-597.
- Collins, H. P., P. E. Rasmussen, and C. L. Douglas Jr. 1992. Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 783-788.
- CTIC (Conservation Tillage Information Center). 2005. Tillage type definitions. <http://www.ctic.purdue.edu/CORE4/CT/Definitions.html> (Consulta: julio 7, 2005).
- Dalal, R. C. 1998. Soil microbial biomass – what do the numbers really mean? *Aust. J. Exp. Agric.* 38: 649-665.
- Dick, R. P. 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. pp. 107-124. *In*: J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, and B. A. Stewart (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment. Special Publication 35.* Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Doran, J. W. 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1511-1515.
- Doran, J. W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distribution in no-tilled and ploughed soils. *Biol. Fert. Soils* 5: 68-75.
- Doran, J. W. and T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. pp. 3-21. *In*: J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, and B. A. Stewart (eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment. Special Publication 35.* Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Drinkwater, L. E., C. A. Cambardella, J. D. Reeder, and Ch. W. Rice. 1996. Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. pp. 217-229. *In*: J. W. Doran and A. J. Jones (eds.). *Methods for assessing soil quality. Special Publication 49.* Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Erenstein, O. 1996. Evaluating the potential of conservation tillage in maize-based farming systems in the Mexican tropics. NRG-Reprint Series 96-01. Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. Mexico, D. F.
- Franzluebbers, A. J., R. L. Haney, F. M. Hons, and D. A. Zuberer. 1996. Determination of microbial biomass and nitrogen mineralization following rewetting of dried soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1133-1139.

- Fregoso Tirado, L. E., J. R. Salinas García, J. M. Cabrera Sixto, A. Flores, J. E. Morrison Jr. y W. Lepori. 2002. Efecto de sistemas de labranza sobre la calidad de Vertisoles en El Bajío. Publicación Técnica 1. CENAPROS-INIFAP-SAGARPA. Morelia, Michoacán, México.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Offset Larios. México, D. F.
- Herrick, J. E., J. R. Brown, A. J. Tugel, P. L. Shaver, and K. M. Havtad. 2002. Application of soil quality to monitoring and management: paradigms from rangeland ecology. *Agron. J.* 94: 3-11.
- Jenkinson, D. S. and D. S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. VA method for measuring microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8: 209-213.
- Karlen, D. L., M. J. Mausbach, J. W. Doran, R. G. Cline, R. F. Harris, and G. E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10.
- Keeney, D. R. and D. W. Nelson. 1982. Nitrogen-inorganic forms. pp. 643-698. *In:* A. L. Page (ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* Agronomy 9. 2nd ed. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Moschler, W. W., D. C. Martens, C. J. Rich, and G. M. Shear. 1973. Comparative lime effects on continuous no-tillage and conventionally tilled corn. *Agron. J.* 65: 781-783.
- Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. pp. 539-579. *In:* A. L. Page (ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* 2nd ed. Agronomy 9. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- NRCS (Natural Resources Conservation Service). 2005. Soil quality. <http://soils.usda.gov/sqi/>. (Consulta: julio 7, 2005).
- Olsen, S. R. and L. E. Sommers. 1982. Phosphorus. pp. 403-430. *In:* A. L. Page (ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* 2nd ed. Agronomy 9. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Ortiz-Villanueva, B. y C. Ortiz-Solorio. 1990. Edafología. Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México.
- Paul, E. A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant Soil* 76: 275-285.
- Powlson, D. S., P. C. Brookes, and B. T. Christensen. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19: 159-164.
- Prasad, R. and J. F. Power. 1991. Crop residue management: literature review. *Adv. Soil Sci.* 15: 205-251.
- Rice, C. W., T. B. Moorman, and M. Beare. 1996. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. pp. 203-215. *In:* J. W. Doran and A. J. Jones (eds.). *Methods for assessing soil quality.* Special Publication 49. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Robarge, W. P., A. Edwards, and B. Johnson. 1983. Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 14: 1207-1215.
- Rodríguez S., J. 1993. La fertilización de los cultivos. Un método racional. Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Salinas-García, J. R., J. de J. Velázquez-García, M. Gallardo-Valdéz, P. Díaz-Mederos, F. Caballero-Hernández, L. M. Tapia-Vargas, and E. Rosales-Robles. 2002. Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in Central-Western Mexico. *Soil Tillage Res.* 66: 143-152.
- SAS Institute. 1998. SAS user's guide: statistics. Version 7. SAS Institute. Cary, NC, USA.
- Sparling, G. P. 1992. Ratio of microbial biomass to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.* 30: 195-207.
- Steel, R. G. D. and J. H. Torrie. 1980. Principles and procedures of statistics: a biometrical approach. 2nd ed. McGraw-Hill. New York, NY, USA.
- Steiner, J. L., H. H. Schomberg, and J. E. Morrison Jr. 1994. Residue decomposition and redistribution. pp. 21-29. *In:* Crop residue management in the Southern Great Plains. Conservation Research Report 34. US Department of Agriculture. Beltsville, MD, USA.
- Triplett Jr., G. B. and D. M. van Doren Jr. 1969. Nitrogen, phosphorus and potassium fertilization on non-tilled maize. *Agron. J.* 61: 637-639.
- Unger, P. W. and T. M. McCalla. 1980. Conservation tillage systems. *Adv. Agron.* 33: 1-58.
- USDA-SCS (United States Department of Agriculture-Soil Conservation Service). 1995. Claves para la taxonomía de suelos. Trad. al español por C. A. Ortiz y C. Gutiérrez C. Publicación Especial 3. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo, Estado de México.
- Velázquez G., J. de J., J. R. Salinas G., K. N. Potter, M. Gallardo V., F. Caballero H. y P. Díaz M. 2002. Cantidad, cobertura y descomposición de residuos de maíz sobre el suelo. *Terra* 20: 171-182.
- Voroney, R. P. and E. A. Paul. 1984. Determination of k_C and k_N *in situ* for calibration of the chloroform fumigation-incubation method. *Soil Biol. Biochem.* 16: 9-14.