

DE MAIZALES A POTREROS: CAMBIO EN LA CALIDAD DEL SUELO

From Cornfields to Grasslands: Change in the Quality of Soil

Ingrid Abril Valdivieso-Pérez¹, Luis E. García-Barrios^{1‡}, David Álvarez-Solís¹ y José Nahed-Toral¹

RESUMEN

El proceso de deforestación de los bosques y su posterior transformación en áreas agropecuarias contribuye significativamente a la degradación y pérdida del suelo. En un ejido ubicado en la zona de amortiguamiento de la reserva La Sepultura, se dieron consecutivamente dos grandes cambios de uso del suelo en el curso de los últimos 50 años: la transición de bosque a maizales y de maizales a potreros. Sin embargo, no es claro si la segunda transición detuvo o incrementó el deterioro de la calidad del suelo, y si la faceta topográfica y las variantes de tipo de cubierta herbácea en cada uso del suelo (TCS) modifican la respuesta a esta pregunta. Para contestar ambas preguntas se eligió una microcuenca con los tres usos de suelo, en condiciones topográficas comparables y manejada por un solo propietario. Se colectaron muestras de suelo para evaluar algunos indicadores de calidad edáfica. Mediante el método de interceptos sobre transectos se registró la frecuencia de los diferentes TCS en dos tipos de faceta topográfica (crestas y cañadas) en tres momentos diferentes entre las temporadas de lluvia y de sequía. La transición de bosque a maizal no disminuyó la calidad del suelo en las crestas, pero sí en las cañadas. La transición de maizal a potrero redujo la calidad edáfica en las crestas, pero no en las cañadas. El TCS no se asoció con la calidad del suelo debido a la variación estacional de humedad y al pastoreo selectivo del ganado. En conclusión, la transición de maizal a potrero continuó disminuyendo la calidad del suelo de un nivel alto a medio en las facetas de ladera que por su menor pendiente son más pastoreadas.

Palabras clave: *materia orgánica, cambio de uso del suelo, ganadería.*

¹ Departamento de Agroecología, División de Sistemas Productivos Alternativos. El Colegio de la Frontera Sur. Apartado Postal 63. 29290 San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

[‡] Autor responsable (luis.garciabarrios@gmail.com)

Recibido: julio de 2011. Aceptado: julio de 2012.
Publicado en Terra Latinoamericana 30: 363-374.

SUMMARY

Clearing forests and transforming them into agricultural land contributes significantly to soil degradation and loss. This process has been tracked for two major consecutive land use changes that occurred over the past 50 years in an ejido in the buffer zone of the La Sepultura Reserve: the transitions from forest to cornfields and from the latter to grasslands. It is not clear whether the second transition aggravated, reduced or reverted soil quality loss nor, especially, whether the slope and the specific types of soil cover within each land use affect the outcome. In order to answer these questions, a small watershed with the three land uses on comparable topography and managed by a single owner was selected. Soil samples were obtained to evaluate their quality. A line intercept method was used to estimate soil cover types within each land use, under two topographic units (ridges and ravines), and repeated three times throughout two seasons: rainy and dry. The transition from forest to cornfield did not decrease the soil quality on ridges but did in the ravines. The transition from cornfield to grassland reduced soil quality on the ridges, but not in the ravines. Soil quality was not associated with soil cover type within each land use due to the seasonal variations in moisture and selective cattle grazing. The transition from cornfield to grassland further decreased the quality of soil from high quality to average where more grazing occurred.

Index words: *organic matter, change use land, livestock.*

INTRODUCCIÓN

La deforestación en el neotrópico contribuye significativamente a perder biodiversidad, reducir los servicios ecosistémicos, degradar el suelo, y contribuye al calentamiento global (Martínez y Fernández, 2004; Conde, 2007). Una de las múltiples rutas de deforestación se inicia con la extracción de madera comercial, seguida por el desmonte de los bosques y la utilización del terreno por pocos años para agricultura de temporal

posteriormente como pastizal permanente (Román *et al.*, 2007). En las laderas tropicales subhúmedas de México y de otros países la agricultura maicera deforestó ampliamente esas áreas (Morales *et al.*, 2008), pero en las últimas dos décadas fue substituida en buena medida por la ganadería vacuna extensiva de pequeños y medianos hatos, con cargas animales muy variadas (García-Barríos *et al.*, 2009, Sanfiorenzo-Barnhard *et al.*, 2009). A partir de los años setenta, la actividad ganadera comenzó a expandirse en los bosques de las áreas tropicales cálidas húmedas y secas de América Latina (Toledo, 1990; Guillén *et al.*, 2001). La ausencia de cobertura arbórea, el pisoteo constantes del ganado y la precipitación en las regiones tropicales húmedas y subhúmedas, propician la degradación del suelo, en términos de sus propiedades físicas, químicas y biológicas; entre ellas destacan la compactación del suelo, la lixiviación de nutrientes, y la pérdida de materia orgánica (Román *et al.*, 2007).

Un indicador de la calidad del suelo se concibe como una herramienta de medición que debe dar información sobre sus propiedades, procesos y características (Astier-Calderón *et al.*, 2002). Los indicadores se miden para dar seguimiento a los efectos del manejo sobre el funcionamiento del suelo en un periodo dado; estos pueden ser variables cualitativas (afloramiento del subsuelo, aparición de canaliculos de erosión, aparición de encharcamientos, etc.), o cuantitativas (tasa de infiltración, capacidad de intercambio catiónico, etc.), o índices compuestos por la relación entre diferentes variables (Etchevers, 1999). Para que las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo sean consideradas indicadores de calidad deben cubrir las siguientes condiciones (Doran y Parkin, 1994): a) describir los procesos del ecosistema; b) integrar propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; c) reflejar los atributos de sostenibilidad que se quieren medir; d) ser sensibles a variaciones de clima y manejo; e) ser accesibles a muchos usuarios y aplicables a condiciones de campo; f) ser reproducibles; g) ser fáciles de entender; h) ser sensibles a los cambios en el suelo que ocurren como resultado de la degradación antropogénica; i) y, cuando sea posible, ser componentes de una base de datos del suelo ya existente.

Larson y Pierce (1991), Doran y Parkin (1994) y Seybold *et al.* (1997) plantearon un conjunto mínimo de propiedades del suelo para ser usadas como indicadores para evaluar los cambios que ocurren en el suelo con respecto al tiempo. Estos autores proponen indicadores

químicos, físicos y biológicos para medir estos cambios. Los indicadores químicos (por ejemplo, materia orgánica) se refieren a las condiciones que afectan la relación suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo, la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos (SQI, 1996). Los indicadores físicos (por ejemplo, textura del suelo) son necesarios de evaluar ya que no se pueden mejorar fácilmente. Las propiedades físicas que se utilizan como indicadores de la calidad del suelo son aquellas que reflejan: a) la manera en que el suelo acepta, retiene y transmite agua a las plantas, b) las limitaciones que se pueden encontrar en el crecimiento de las raíces, c) la emergencia de las plántulas, d) la infiltración o el movimiento del agua dentro del perfil y como se relaciona con el arreglo de las partículas y de los poros. Los indicadores biológicos integran gran cantidad de factores que afectan la calidad del suelo como la abundancia y subproductos de micro y macroorganismos, incluidos bacterias, hongos, nemátodos, lombrices, anélidos y artrópodos. Incluyen funciones como la tasa de respiración, ergosterol y otros subproductos de los hongos, tasas de descomposición de los residuos vegetales, Nitrógeno y Carbono de la biomasa microbiana (SQI, 1996; Karlen *et al.*, 1997).

En esta investigación se utilizó el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) como indicador de calidad, ya que es sensible ante cambios recientes y de mediano plazo, e indica la capacidad del suelo para proveer nutrientes (Casanovas *et al.*, 1995); tiene además influencia en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. También se utilizaron como indicadores a la densidad aparente (DA), la textura del suelo, y el nivel de pH (o reacción del suelo). Estos indicadores se relacionan intrínsecamente y se afectan entre sí. Su sensibilidad ante los cambios de uso del suelo y su facilidad para medir e interpretar confieren ventajas por sobre otro tipo de indicadores (capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno total, nitrógeno extraíble, microelementos, etc.).

La transición de bosques a cultivos intensivos de maíz con alto uso de agroquímicos (Carabias *et al.*, 1999) propició la degradación del suelo y de la vegetación en varias regiones del trópico subhúmedo Latinoamericano (García-Oliva y Mass, 1998). Sin embargo, son escasos los estudios que definen si la conversión subsiguiente de los cultivos de maíz a potreros extensivos ha reducido o agravado la pérdida de calidad del suelo ocurrido en la transición previa entre bosque y maizal. Tampoco

se sabe con certeza si el posible cambio en la calidad del suelo depende de la faceta topográfica de ladera en que ocurre la transición y con el tipo de cubierta no arbórea del suelo en cada uno de estos tres usos, como resultado del manejo del estrato herbáceo (e. g. deshierbes, pastoreo selectivo, pisoteo). Las preguntas son particularmente importantes para las laderas con relieve complejo de zonas de amortiguamiento (ZA) de reservas de la biósfera en las que sería deseable que los cambios de uso del suelo contribuyan a proteger mejor el suelo y elevar su calidad.

Los objetivos de esta investigación fueron: i) comparar los niveles de cuatro indicadores de calidad del suelo (MOS, DA, textura y pH) entre bosque, maizales con alto uso de insumos y potreros extensivos, ii) definir si el tipo de faceta topográfica de ladera (cresta contra cañada) influye en los niveles de dichos indicadores en cada uno de los tres usos del suelo, iii) definir si el tipo de cobertura no arbórea del suelo (TCS) modifica los mencionados indicadores en cada uno de los tres usos del suelo. Para iniciar la exploración de estas preguntas se decidió reducir en lo posible los factores de confusión (e. g. efectos de altitud y localización, efectos del manejo ganadero y la presión de pastoreo). Por ello se trabajó en una sola microcuenca típica que reunió los requisitos, es decir, contener los tres usos del suelo (bosque, maíz y potrero) en condiciones topográficas y litológicas muy similares, y manejados con el mismo hato por un solo propietario y tomador de decisiones durante los últimos 25 años.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de Estudio

El ejido Los Ángeles se ubica dentro de la zona de amortiguamiento (ZA) de la reserva de la biosfera La Sepultura (REBISE) y pertenece a la parte alta de la cuenca del río El Tablón (CART). El paisaje de la CART es montañoso, su principal formación geológica es el macizo granítico chiapaneco (complejo basal) y los suelos son arenosos con diferente grado de susceptibilidad a erosión. El ejido se fundó en 1960 y durante los primeros años de colonización se deforestó para hacer milpa. Durante la época de auge de la producción maicera comercial en la Frailesca (1970-1994), el continuo cultivo de maíz con alto uso de insumos externos se extendió a los angostos valles aluviales y a las laderas pronunciadas de la cuenca.

La ganadería extensiva ocupó entonces un lugar secundario. En este periodo la deforestación se asoció principalmente a la expansión e intensificación de la superficie maicera, y tuvo efectos de degradación ambiental tanto locales como río abajo. Desde finales de los 80's y a partir de la firma del Tratado de Libre Comercio de América del Norte en 1994, la producción comercial de maíz se volvió no rentable, y los productores optaron por la ganadería extensiva para aprovechar sus predios y mantener su ingreso.

Área de Muestreo

Se eligió una microcuenca que contenía los tres tipos de uso de suelo (bosque, maíz y potrero) en condiciones topográficas comparables, y que ha estado sometida al pastoreo del hato de un solo ganadero, dueño de toda el área de estudio. El cambio de uso de suelo de bosque a cultivo de maíz en la mayor parte de la microcuenca ocurrió en 1960, y de maíz a ganadería en la mayor parte del maíz en 1985. El manejo de la microcuenca elegida ha sido similar en los últimos 25 años. La topografía de la microcuenca se subdivide en parteaguas, crestas (con pendiente promedio de 24.3°) y cañadas (con pendiente promedio de 27°) que drenan hacia un arroyo tributario del río El Tablón. La Figura 1 muestra (en una área cercana) estas tres topografías comunes en el ejido, y la Figura 2 muestra una imagen ortogonal de la microcuenca estudiada.

Actualmente se mantiene la cobertura de bosque de encino (*Quercus* sp.) en la ladera NE, y potrero en la ladera SO; este potrero es un pastizal abierto en el parteaguas y pastizal arbustivo (Sanfiorenzo-Barnhard *et al.*, 2009) en las crestas y en las cañadas. Los arbustos más comunes son *Vernonia leiocarpa* y *Acacia* sp., y la gramínea más común es el pasto jaragua *Hyparrhenia rufa* (CONANP, 2006). El maíz se cultiva con labranza mínima en una pequeña porción de la zona más baja de la ladera NE.

Tipos de Cubierta del Suelo (TCS) y Muestreo de Suelos

Con el método de interceptos sobre transectos (Herrick *et al.*, 2009) se registró en el bosque, el maíz y el potrero la frecuencia de los diferentes tipos de cubiertas del suelo (TCS): suelo desnudo, hierbas de hoja ancha, pastos, arbustos y follaje muerto. Los otros TCS (tales como bases de árboles, estiércol, piedras)



Figura 1. Ejemplo representativo de la fisiografía de la zona de estudio.

se contabilizaron pero no se consideraron en el estudio. Las longitudes de los transectos fueron variables ya que dependió de la distancia entre el parteaguas primario y el cauce del río (desde 50 hasta 100 m de longitud). En cada metro del transecto se determinó el TCS pero

sin calcular la superficie de cobertura ni la altura de los estratos vegetales. Se trazaron dos transectos, uno sobre la cresta y otro sobre su cañada norte. Los conteos por transecto se realizaron en tres momentos diferentes: 1) a los 60 días de iniciadas las lluvias (dil), a mediados

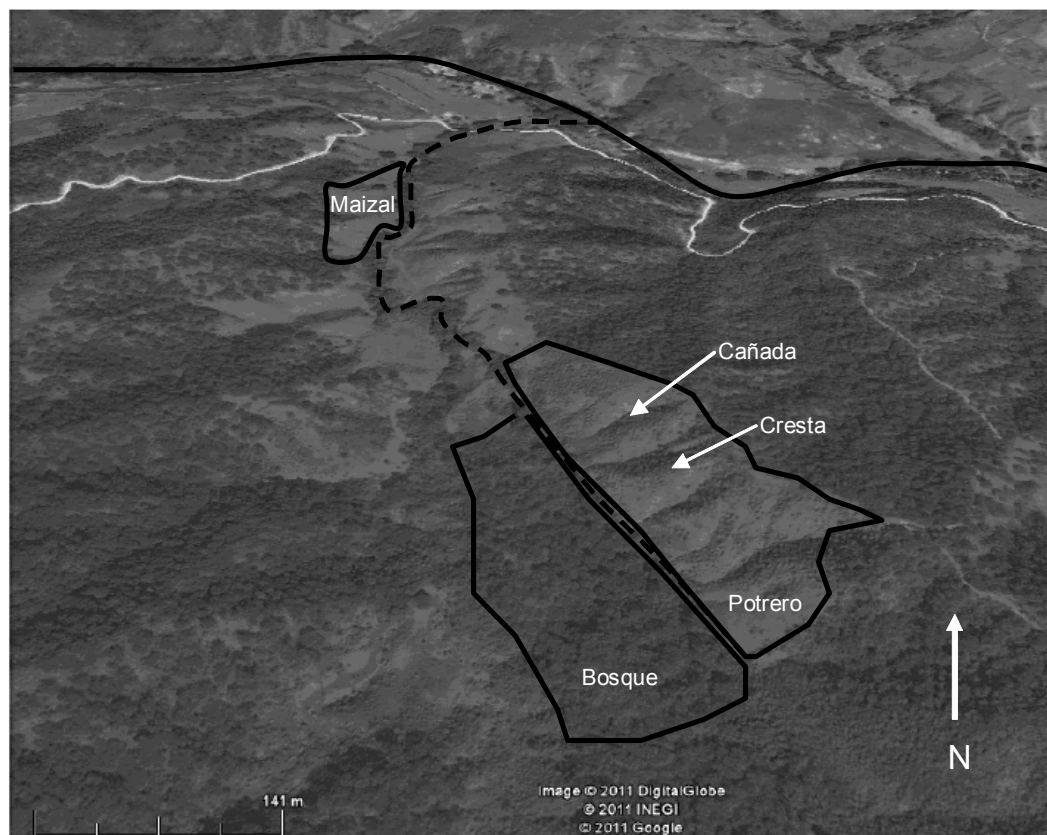


Figura 2. Imagen satelital de la microcuenca. Los polígonos delimitan a los diferentes usos del suelo. La línea punteada indica el cauce del arroyo tributario del río El Tablón. La línea continua indica el cauce del río El Tablón.

de la estación lluviosa (primera semana de agosto); 2) a los 150 dil, al final de la estación lluviosa (cuarta semana de octubre) y 3) a los 250 dil, a mediados de la estación seca (segunda semana de febrero).

A los 60 dil se colectaron con pala recta sobre los transectos mencionados, muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm. En el potrero se tomó una muestra cada 10 m ($n = 81$) y en los maizales y bosque cada 20 m ($n = 23$ y 19 respectivamente). A las muestras de suelo se les realizó análisis granulométrico (Bouyoucos), pH (en agua relación 1:2), densidad aparente (método de probeta y balanza semi analítica), y materia orgánica (digestión húmeda de Walkley y Black). Los métodos e interpretación de los análisis edafológicos se realizaron de acuerdo a la NOM-21-RECNAT-2000, y se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Plantas de El Colegio de la Frontera Sur.

Análisis Estadístico

Los conteos de los diferentes TCS a lo largo de cada transecto se convirtieron en frecuencias porcentuales con transformación arcoseno (Sokal y Rohlf, 1995). Para comparar los TCS e indicadores de calidad del suelo entre usos de suelo, se tomaron en cuenta los primeros 25 m adyacentes al parteaguas de la microcuenca (área lejana del cauce del arroyo). En el potrero, se consideraron además, por separado, los 25 m adyacentes al cauce del arroyo (área cercana del cauce del arroyo). Se hicieron pruebas de análisis de varianza (ANDEVA) para determinar diferencias entre las características edáficas modificadas por el tipo de uso de suelo, la faceta topográfica, los TCS y las interacciones entre estas tres variables. Las comparaciones de medias se calcularon con Tukey ($P \leq 0.05$). Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico SPSS ver. 15 y Excel. Las frecuencias relativas de cada TCS se graficaron y se

determinó la significancia de su cambio estacional mediante regresiones polinómicas (efectuadas sobre su transformación arcoseno) (Sokal y Rohlf, 1995).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis ANDEVA indicó que hubo diferencias entre usos del suelo en el contenido de MOS ($F = 23.84$, $P < 0.0001$) y el nivel de pH ($F = 15.55$, $P < 0.0001$). También encontró diferencias significativas en la proporción de partículas de arena ($F = 6.84$, $P = 0.002$), arcilla ($F = 4.17$, $P = 0.018$) y limo ($F = 4.57$, $P = 0.012$). La DA fue marginalmente diferente ($F = 2.71$, $P = 0.071$). La comparación de medias (HSD de Tukey) indicó que el porcentaje de MOS fue diferente entre usos del suelo; en el bosque fue alto (3.95 ± 0.375), en el maizal fue medio (2.74 ± 0.228), y en el potrero tuvo el valor más bajo (1.99 ± 0.111). El pH del maizal fue significativamente menor (5.65 ± 0.647), al del bosque (6.00 ± 0.540) el de potrero (6.33 ± 0.496); estos últimos no difirieron significativamente. Los tres usos se agrupan en la categoría de suelos moderadamente ácidos. Sin distinguir entre usos de suelo, el tipo de faceta no tuvo efecto en la MOS ($F = 2.53$, $P = 0.114$), el pH ($F = 1.18$, $P = 0.278$), la DA ($F = 1.91$, $P = 0.169$), ni en la proporción de partículas de arena ($F = 0.065$, $P = 0.799$), arcilla ($F = 0.937$, $P = 0.335$) y limo ($F = 0.815$, $P = 0.368$). Sin embargo, el efecto del uso del suelo sobre la MOS ($F = 4.45$, $P = 0.014$) y DA ($F = 3.07$, $P = 0.050$) sí difirió entre crestas y cañadas.

En las crestas, el uso de suelo tuvo efecto sobre el contenido de MOS ($F = 21.61$, $P < 0.0001$) y pH ($F = 11.85$, $P < 0.0001$). El bosque y el maizal tuvieron un contenido alto de MOS (Cuadro 1), y el potrero tuvo un contenido medio. Aunque hubo diferencias significativas de pH, los tres usos de suelo se clasifican como moderadamente ácidos. La diferencia en la DA fue marginalmente significativa ($F = 2.84$, $P = 0.064$).

Cuadro 1. Valores de las características del suelo en bosque, maizal y potrero (promedio \pm error estándar).

Uso	Faceta	n	Materia orgánica	pH	Densidad aparente
Bosque	cresta	11	3.67 b \pm 0.30	5.94 ab \pm 0.16	1.10 a \pm 0.02
	cañada	8	4.35 b \pm 0.44	6.07 a \pm 0.19	1.12 a \pm 0.02
Maizal	cresta	20	2.94 b \pm 0.22	5.65 a \pm 0.12	1.12 a \pm 0.01
	cañada	3	1.45 a \pm 0.72	5.65 a \pm 0.31	1.01 b \pm 0.03
Potrero	cresta	51	1.76 a \pm 0.14	6.33 b \pm 0.07	1.15 a \pm 0.01
	cañada	30	2.40 a \pm 0.22	6.33 a \pm 0.09	1.13 a \pm 0.01

† Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas, según la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$).

La prueba de Tukey agrupó la MOS del bosque y los maizales y separó el pH del maizal y el potrero. La DA no difirió entre usos del suelo (Cuadro 1).

En las cañadas, el uso de suelo tuvo efecto sobre el contenido de MOS ($F = 9.20$, $P = 0.001$) y la DA ($F = 3.72$, $P = 0.033$). El suelo del bosque tuvo un contenido alto de MOS, mientras que el potrero y los maizales tuvieron un contenido entre medio y bajo. El suelo del maizal tuvo el nivel más bajo de DA. El pH mostró diferencia marginal entre maizales y potrero ($F = 2.72$, $P = 0.078$). La prueba de Tukey encontró niveles semejantes de MOS en maizales y potrero (Cuadro 1).

La transición de bosque a maizal no disminuyó la MOS en las crestas, pero sí en las cañadas. La transición de maizal a potrero redujo la MOS en las crestas, pero en las cañadas no la disminuyó (Cuadro 1). La pendiente moderada en las crestas da lugar a que los maizales reciban un aporte constante de esquilmos agrícolas al suelo y de orina y estiércol (del ganado en pastoreo), lo cual explica que no se hayan encontrado diferencias estadísticamente significativas respecto del bosque. Los potreros en crestas están más expuestos al pastoreo del ganado y por ende a mayor pisoteo, sobrepastoreo, defoliación y deformación del suelo.

Varios autores reportan una mejor calidad del suelo en bosques que en áreas abiertas con prácticas agropecuarias, en diversas áreas del trópico subhúmedo (García-Oliva y Mass, 1998; Bautista *et al.*, 2003) como en otras áreas. La transición de bosque a maizal en las pendientes abruptas de las cañadas, redujo la calidad del suelo. Los cultivos de maíz son más susceptibles a la pérdida de sedimentos y material orgánico por la escasa cobertura vegetal al inicio de su periodo de crecimiento (Maass *et al.*, 1988; Lianes *et al.*, 2009). La transición de maizal a potrero en las cañadas no redujo la calidad del suelo debido a que son zonas menos accesibles para el pastoreo del ganado, además de que son áreas más arbustivas y más húmedas.

El pH difirió entre usos de suelo y por faceta topográfica en las crestas debido principalmente al manejo que el productor tiene sobre la tierra. Sin embargo, los suelos de todos los usos y facetas se clasificaron como moderadamente ácidos según la norma oficial de suelos. Este indicador de calidad edáfica tiene la influencia de las diferentes actividades que el ganado en pastoreo realiza (deposición de orina y estiércol) o de las prácticas de manejo que el productor tiene en su cultivo de maíz (como uso de agroquímicos, labranza, y manejo de residuos). Sin embargo, para la mayoría de los vegetales y cultivos agronómicos, suelos moderadamente ácidos (como los reportados en esta investigación) con pH de 5.8 a 6.5 son óptimos (Navarro y Navarro, 2003).

La DA fue relativamente alta en todos los usos de suelo y en ambas facetas. Es frecuente que la DA incremente con la profundidad del suelo, con los efectos de los cultivos y con la disminución de la MOS. Los suelos muy compactos, de cualquier textura, pueden exceder una densidad de 2 g cm^{-3} (Landon, 1991). Debido a que el ganado tiene libertad de pastorear en el potrero como en el bosque y el maizal -post cosecha-, modifica los espacios porosos entre las partículas de suelo, lo que ocasiona que disminuya la porosidad total (Herrick *et al.*, 2009). La compactación del suelo disminuye el volumen relativo de poros grandes en relación al volumen de poros finos (Landon, 1991).

Las prácticas convencionales en el manejo de la tierra influye en los cambios de la distribución de las partículas, ya que interviene directamente en procesos de erosión edáfica (González-Cueto *et al.*, 2009). En este estudio, la distribución de las partículas de suelo fue diferente en cada uso agropecuario. El suelo de maizal y potrero tuvieron menos cantidad de arena que el bosque. Las arcillas fueron más abundantes en el potrero, seguido por el maizal y el bosque al final. El bosque tuvo menos cantidad de limo que el maizal y el potrero (Cuadro 2).

Cuadro 2. Proporciones de las partículas de suelo (promedio \pm error estándar).

Uso	Partículas de suelo			Clase textural
	Arena	Limo	Arcilla	
	----- % -----			
Bosque	56.38 \pm 1.68 b	22.11 \pm 0.97 b	21.50 \pm 1.15 a	Franco arcilla arenosa
Maizal	50.60 \pm 1.32 a	25.82 \pm 0.81 a	23.57 \pm 0.90 ab	Franco arcilla arenosa
Potrero	49.71 \pm 0.78 a	24.76 \pm 0.44 a	25.52 \pm 0.67 b	Franco arcilla arenosa

† Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas, según la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$).

Sin embargo, esta diferencia de textura entre usos del suelo no es fácil de explicar pues tales diferencias están comúnmente más asociadas a la faceta que a la cobertura vegetal (Álvarez-Solís *et al.*, 2007).

Aunque el suelo del bosque haya sido el que tuvo la mayor proporción de arena, fue el de maizal el que obtuvo significativamente la más baja DA en la cañada. Esto se explica porque el ganado pisotea menos las cañadas del maizal que cualquiera otra condición, pues son de difícil acceso y el rastreo dura poco tiempo. La combinación del manejo y la pendiente de las parcelas estudiadas tienen implicaciones sobre la distribución de partículas y sobre los indicadores de calidad del suelo. Varias de las actividades que realiza el ganado en pastoreo repercuten en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Bilotta *et al.*, 2007). Existen estudios que demuestran que bosques bajo pastoreo y pastizales cultivados tienen mayor cantidad de macroagregados y mejor resistencia del suelo ante los procesos erosivos (Martínez-Trinidad *et al.*, 2008), siempre que las prácticas de manejo no sobrepasen la capacidad de carga del potrero.

La textura edáfica difirió entre usos de suelo, sin embargo, no hubo diferencias asociadas al tipo de faceta. Álvarez-Solís *et al.* (2007) reportaron que la textura del suelo no se asocia con el sistema de cultivo, sino con la pendiente en una toposecuencia. Para estudiar toposecuencias dentro del área de estudio es necesario realizar muestreos en transectos más largos. La poca longitud de las facetas en la zona de estudio no lo permitió.

El ANDEVA indicó que las diferencias en el nivel de MOS no difirió entre TCS y que esta conclusión no se modificó al considerar usos del suelo o facetas por separado (es decir, no hubo interacción de los TCS con los tres usos del suelo y las dos facetas topográficas). Esto se puede deber a que si bien la MOS y otras características del suelo dependen de la cantidad y calidad de la cobertura vegetal en un micrositio, esta dependencia es de mediano y largo plazo y no son necesariamente el producto de un solo tipo de cobertura, sino de varias que pueden substituirse entre ellas por efecto de la oscilación estacional de la humedad y del pastoreo selectivo del ganado. Esto se refleja en que la frecuencia de cada TCS en un determinado uso/faceta no fue fija a lo largo de tres muestreos.

En el potrero, la frecuencia del pasto varió poco entre estaciones. Sus oscilaciones no alcanzaron a ser significativas. Por el contrario, el suelo desnudo aumentó en la temporada de sequía, y fue cubierto durante

la temporada de lluvias, principalmente por hierbas poco consumidas por los animales. Este patrón general tuvo algunas diferencias entre crestas y cañadas, y entre los 25 m adyacentes al cauce del arroyo y los 25 m adyacentes al parteaguas.

En las crestas de potrero - en los 25 m adyacentes al parteaguas - las hierbas, el follaje muerto y el suelo desnudo fueron los TCS más dinámicos. La frecuencia de hierba aumentó de mediados de lluvias (MLL) a finales de lluvias (FLL), pero al llegar a mediados de secas (MS) disminuyó aceleradamente. Lo contrario ocurrió con el suelo desnudo y el follaje muerto; de MLL a FLL. La frecuencia del pasto y de los arbustos no cambió con el tiempo (Figura 3).

En las cañadas de potrero en los 25 m adyacentes al parteaguas, la frecuencia de hierbas no cambió de MLL a FLL, pero al llegar a MS disminuyó abruptamente. La frecuencia de follaje muerto disminuyó de MLL a FLL, pero al iniciar la temporada de sequía aumentó rápidamente. La frecuencia de pasto, arbustos y suelo desnudo no cambió significativamente con el tiempo (E).

En las crestas de potrero en los 25 m adyacentes al cauce del arroyo, la frecuencia de hierbas y de suelo desnudo disminuyó de MLL a FLL. Al llegar a MS las hierbas disminuyeron rápidamente, y la frecuencia de suelo desnudo volvió a aumentar. El follaje muerto tendió a aumentar desde el temporal de lluvias hasta MS. La frecuencia de pasto y arbustos no cambió significativamente con el tiempo (Figura 5).

En las cañadas de potrero en los 25 m adyacentes al cauce del arroyo, la frecuencia de hierbas y de follaje muerto aumentó de MLL a FLL. Al iniciar el temporal de sequía las hierbas disminuyeron, mientras que el follaje muerto continuó en aumento. La frecuencia del pasto, del suelo desnudo y de los arbustos no cambió significativamente con el tiempo (Figura 6).

En el potrero y en los bosques persistentes, el pastoreo induce un mosaico complejo de cubiertas del suelo no arbóreas. En cada combinación de uso de suelo y faceta, la frecuencia de algunos tipos de cubierta de suelo varió estacionalmente. Esto pudo deberse a dos causas fundamentales: 1) el manejo y pastoreo selectivo del ganado (McCreary y George, 2005), y 2) cambios en la precipitación por variación climática estacional (Derner y Whitman, 2009).

En el área de estudio, los animales en pastoreo tuvieron la libertad de forrajear libremente por todas las crestas y cañadas del bosque, potrero y maizales (post-cosecha). El pastoreo de los animales amortiguó las oscilaciones

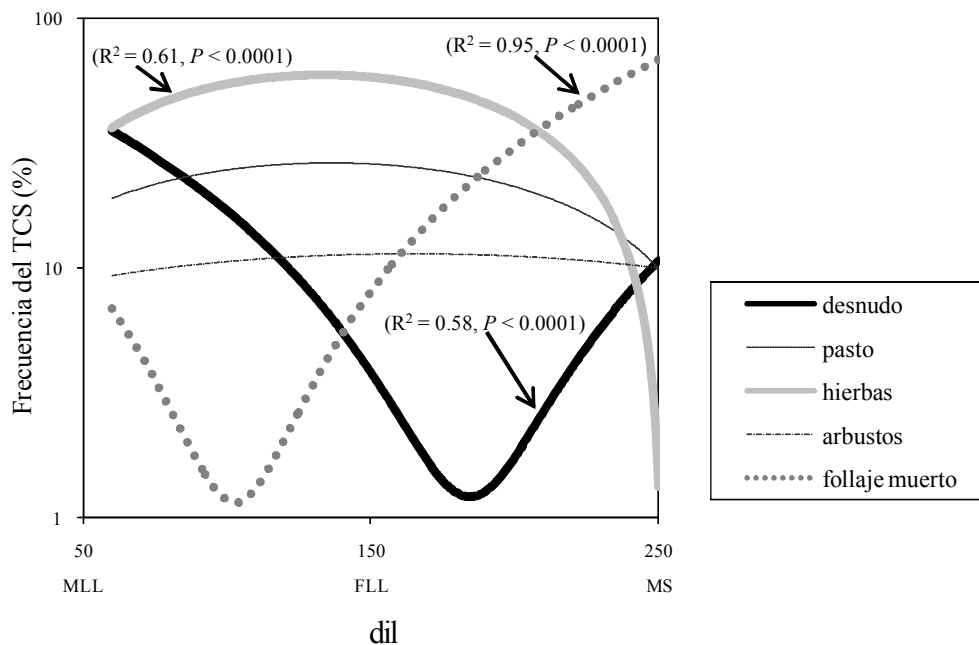


Figura 3. Variación en la distribución de frecuencias de los TCS en las crestas de potrero en los 25 m adyacentes al parteaguas. dil = días de iniciadas las lluvias. MLL = mediados de lluvias; FLL = finales de lluvias; MS = mediados de secas.

estacionales de la biomasa del pasto. Por ello, estas oscilaciones no fueron significativas, en tanto que la de las hierbas sí. La alta tasa de consumo del pasto impide que este ocupe de manera importante el suelo desnudo resultante de la sequía, y estos son rápidamente colonizados

por las hierbas no apetecibles en la temporada de lluvias. Esto junto con el cambio en la precipitación, modificó la frecuencia de algunos TCS entre muestreos, lo cual explica -en parte- la baja correlación entre un punto de muestreo y su cobertura en un momento dado.

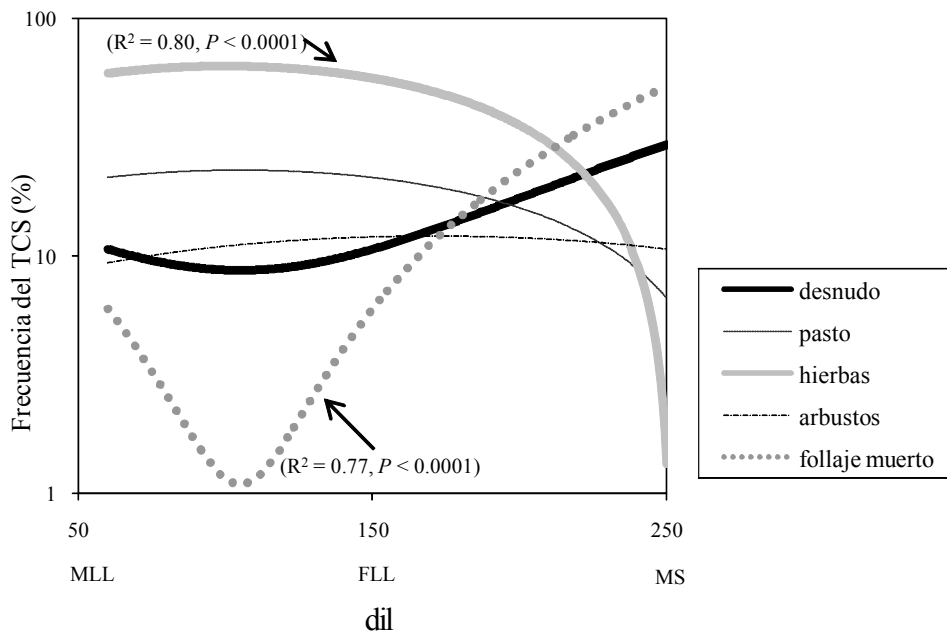


Figura 4. Comportamiento de los TCS (tipo de cubierta del suelo) en las cañadas de potrero en los 25 m adyacentes al parteaguas. dil = días de iniciadas las lluvias; MLL = mediados de lluvias; FLL = finales de lluvias; MS = mediados de secas.

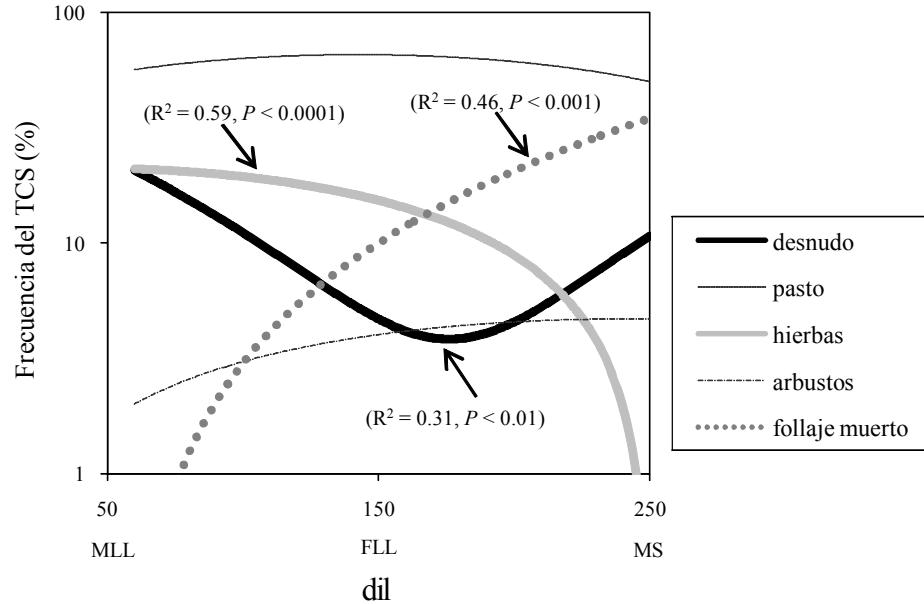


Figura 5. Variación en la distribución de frecuencias de los TCS (tipo de cubierta del suelo) en las crestas de potrero en los 25 m adyacentes al arroyo. dil = días de iniciadas las luvias; MLL = mediados de luvias; FLL = finales de luvias; MS = mediados de secas.

Los indicadores de calidad edáfica empleados en este estudio son de mediano alcance, ya que cambian rápidamente con el tiempo y con la modificación de las prácticas de manejo. Sin embargo, estos combinados con otros indicadores (físicos, químicos y biológicos) son de gran utilidad para evaluar el potencial de un sitio para el forrajeo del ganado bovino.

Los niveles óptimos de calidad edáfica pueden mantenerse siempre y cuando las prácticas de manejo sean adecuadas a las características del sitio y aseguren no degradar los recursos. En este sentido, la implementación de prácticas agroecológicas para la conservación de la calidad del suelo tales como: cultivos de cobertera con especies fijadoras de Nitrógeno,

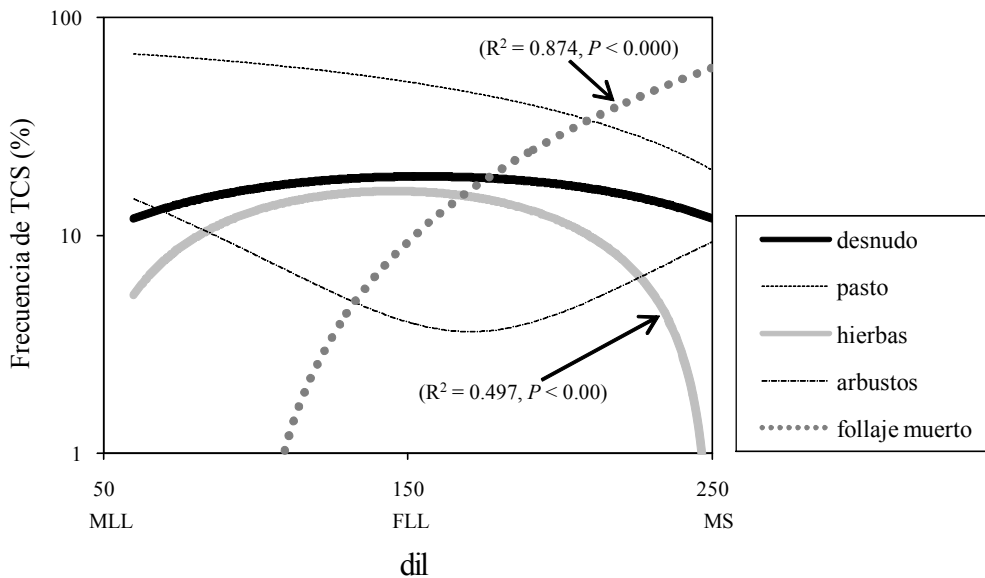


Figura 6. Variación en la distribución de frecuencias de los TCS (tipo de cubierta del suelo) en las cañadas de potrero en los 25 m adyacentes al arroyo. dil = días de iniciadas las luvias; MLL = mediados de luvias; FLL = finales de luvias; MS = mediados de secas.

sistemas de producción agrosilvopastoriles, adecuada rotación de potreros que implica la reducción del número de cabezas y el tiempo de pastoreo, entre otras, contribuyen a reducir el daño al suelo causado por el pastoreo de los animales (Cruz-Morales *et al.*, 2011).

De acuerdo a la literatura, la pérdida de calidad en los suelos de ladera sometidos a deforestación por prácticas agropecuarias, se da en el siguiente orden: 1) suelos agrícolas arados o removidos, 2) suelos agrícolas con poca labranza, y 3) pastizales inducidos (Maass *et al.*, 1988; Lianes *et al.*, 2009). Sin embargo, este orden se puede alterar dependiendo del manejo específico que se haga dentro de cada uno de estos usos del suelo (Etchevers *et al.*, 2006). Nuestro estudio confirma la tendencia general, pero muestra que esta puede ser atenuada o incluso revertida, según la faceta de ladera considerada (cañada o cresta).

Generalmente, el proceso de expansión ganadera no contempla la evaluación de su impacto sobre las propiedades inherentes del suelo en laderas. Nuestro estudio muestra que es necesario considerar este impacto, por que, aún cuando la literatura señale que la calidad del suelo se reduce al pasar de bosque directamente a ganadería, se sabe poco sobre el impacto que ha tenido la transición del uso agrícola al ganadero y sobre como este impacto puede variar en función de la diversidad de facetas de ladera existentes en las montañas del trópico subhúmedo. Un conocimiento más fino de estos procesos puede conducir a un manejo espacial y temporal diferenciado de la carga animal, que permita mantener buenas condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, así como su potencial productivo.

Al trabajar en una microcuenca dentro de una sola propiedad, fue posible controlar algunos factores de confusión. Es deseable ampliar este estudio a una muestra mayor de propiedades, que tengan en su interior áreas de pastizal, maizal y bosque sometidos al pastoreo del mismo hato de animales. Son pocas las propiedades que reúnen estas condiciones, pero convendrá incluirlos en esta zona de amortiguamiento y regiones montañosas similares, para aumentar la representatividad del estudio y la robustez de los resultados.

CONCLUSIONES

- En este estudio demostramos que en una microcuenca de la reserva de la biosfera La Sepultura (REBISE) con

material parental granítico homogéneo, la pérdida de calidad edáfica asociada a cambios de uso del suelo, se explica por el uso específico (maizal contra potrero) y no por la pendiente (cañada pendiente pronunciada contra cresta de pendiente fuerte a moderada) o por la micro-condición de la cubierta herbácea (pastos, otras herbáceas, suelo desnudo). El tipo de uso del suelo y la pendiente interactuaron a través del manejo: (1) la MOS en las crestas de las laderas se redujo muy poco (de 3.67 a 2.94) al pasar de bosque a maizal (ya que en esta faceta se maximizan los efectos de una labranza mínima y de la acumulación parcial de rastrojos); se redujo considerablemente al pasar de maizal a potrero (1.76, en esta faceta se maximiza el acceso del ganado y el sobrepastoreo); (2) en las cañadas angostas de las laderas, la MOS disminuyó al pasar de bosque a maíz (de 4.35 a 1.45, debido a la fuerte pendiente), pero ya no siguió disminuyendo al transformarse en potrero (2.40, por ser más difícil el acceso del ganado).

- En la década de los 90's los campesinos del área de estudio se vieron en buena medida obligados a cambiar de maíz a ganadería y a aceptar la condición de habitantes de una zona de amortiguamiento del programa Hombre y la Biósfera. En la opinión de muchos de ellos, la ganadería conserva mejor los suelos de ladera que el maíz, y es por tanto convenientemente más compatible con el nuevo estatus conservacionista de este territorio. Nuestro estudio evidencia que esto es cierto o falso dependiendo de cómo interactúan las decisiones de manejo ganadero (carga, rotación, etc.) con las condiciones topográficas de los potreros: la transición de bosque a maizal no disminuyó la calidad del suelo en las crestas, pero sí en las cañadas. La transición de maizal a potrero redujo la calidad edáfica en las crestas, pero no en las cañadas. Es necesario extender este estudio a una mayor cantidad de microcuencas y condiciones de pastoreo del área para confirmar y generalizar los resultados. Los datos obtenidos se compartieron con los productores, con el objetivo de que ellos desarrollen estrategias para regular espacial y temporalmente la carga animal en sus potreros, a fin de evitar el sobrepastoreo en las crestas, y la erosión de las cañadas durante el cultivo de maíz.

- La ganaderización de áreas maiceras derivadas de bosques podría tener efectos edáficos similares en otras laderas tropicales subhúmedas de México y Latinoamérica, como resultado de la interacción entre manejo y relieve aquí descrita. Es deseable extender

estos estudios (y las acciones prácticas derivadas de ellos) a estas regiones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los habitantes del ejido Los Ángeles, quienes confiaron en nosotros y aportaron su conocimiento y tiempo; de manera especial al Sr. Ulber Gutiérrez, dueño del predio El Limón. Agradecemos a Eric Vides, Filiberto Alonso, Amayrani Meza, Mireya Carrillo y Romeo Trujillo por sus comentarios y por su ayuda en campo. Recibimos apoyo financiero parcial de: a) SEP-CONACYT proyecto 2005-24641-51293, b) FORDECYT-CONACYT proyecto 116306, y c) UC MEXUS-CONACYT (2009-2011) “Collaborative Research Grant: “Soil nutrient dynamics and biodiversity of Chiapas tropical dry forest hillsides”.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Solís, J. D., M. P. Rosset, B. M. Díaz Hernández, H. Plascencia Vargas, and R. A. Rice. 2007. Soil fertility differences across a land-use intensification gradient in the highlands of Chiapas, Mexico. *Biol. Fertil. Soils* 43: 379-386.
- Astier-Calderón, M., M. Maass-Moreno y J. Etchevers-Barra. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* 36: 605-620.
- Bautista, A., R. F. del Castillo y C. Gutiérrez. 2003. Patrones de desarrollo del suelo asociados con sucesión secundaria en un área originalmente ocupada por bosque mesófilo de montaña. *Ecosistemas* 12: 1-8.
- Bilotta, G. S., R. E. Brazier, and P. M. Haygarth. 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. *Adv. Agron.* 94: 237-280.
- Carabias, L. J., E. Provencio, E. de la Maza y C. Piñaza-Soto. 1999. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera de la Sepultura. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F.
- Casanovas, E. M., H. E. Echeverría y G. A. Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. I. Contenido total y de distintas fracciones. *Cien. Suelo* 13: 16-20.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006. Plan de desarrollo comunitario del ejido Los Ángeles. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Cruz-Morales, J., R. J. Trujillo-Vázquez, L. E. García-Barrios, J. M. Ruíz-Rodríguez y J. A. Trujillo-Jiménez. 2011. Buenas prácticas para la ganadería sustentable en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México. Universidad Autónoma Chapingo, El Colegio de la Frontera Sur, Conservación Internacional México y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D. F.
- Conde, C. 2007. México y el cambio climático global. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Derner, J. and A. J. Withman. 2009. Plant interspaces resulting from contrasting grazing management in northern mixed-grass prairie: implications for ecosystem functions. *Rangeland Ecol. Manage.* 62: 83-88.
- 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 and assessing soil quality for sustainable environment. SSSA. Madison, WI, USA.
- Etchevers, J. D. 1999. Indicadores de calidad de suelos. pp. 239-262. *In*: Conservación y restauración de suelos. C. Siebe, H. Rodarte, G. Toledo, J. D. Etchevers y K. Oleschko (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México y Programa Universitario del Medio Ambiente. México, D. F.
- Etchevers, J. D., C. Prat, C. Balbontín, M. Bravo, and M. Martínez. 2006. Influence of land use in carbon sequestration and erosion in México: A review. *Agron. Sustain. Dev.* 26: 21-28.
- García Oliva, F. y Mass, J. M. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacionario en México. *Bol. Soc. Bot. México* 62: 39-48.
- García-Barrios, L., Y. M. Galván-Miyoshi, I. A. Valdivieso-Pérez, O. R. Maserá, G. Bocco, and J. Vandermeer. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: The Mexican experience. *BioScience* 59: 863-873.
- González-Cueto, O., C. Iglesias-Coronel y M. Herrera-Suárez. 2009. Análisis de los factores que provocan compactación del suelo agrícola. *Rev. Cienc. Téc. Agrop.* 18: 57-63.
- Guillén V., J., G. Jiménez-Ferrer, J. Nahed-Toral y L. Soto-Pinto. 2001. Ganadería indígena en el norte de Chiapas. pp. 210-223. *In*: Hernández, L. (Comp.). Historia ambiental de la ganadería en México. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- Herrick, J. E., J. W. van Zee, K. M. Havstad, L. M. Burkett, and W. G. Whitford. 2009. Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystem. Vol. II. USDA-ARS Jornada Experimental Range. Las Cruces, NM, USA.
- 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.
- Landon, J. R. 1991. Booker tropical soil manual. John Wiley and Sons. New York, NY, USA.
- Larson, W. E. and F. J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. *In*: J. Dumanski, E. Pushparajah, M. Latham, and R. Myers (eds.). Evaluation for sustainable land management in the developing world. Vol. 2: Technical Papers. Proc. Int. Workshop., Chiang Rai, Thailand. Int. Board for Soil Res. and Management. Bangkok, Thailand.
- Lianes, E., M. Marchamalo y M. Roldán. 2009. Evaluación del factor C de la RUSLE para el manejo de coberturas vegetales en el control de la erosión en la cuenca del río Birris, Costa Rica. *Agron. Costarricense* 33: 217-235.
- Martínez, J. y A. Fernández. 2004. Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.
- Martínez-Trinidad, S., H. Cotler, J. D. Etchevers Barra, V. M. Ordaz Chaparro y F. de León González. 2008. Efecto del manejo en la agregación del suelo en un ecosistema tropical seco. *Terra Latinoamericana*. 26: 299-307.

- Maass, J. M., C. F. Jordan, and J. Sarukhan. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *J. Appl. Ecol.* 25: 595-607.
- Morales, H., B. Ferguson y L. García Barrios. 2008. Agricultura: La centena de la conservación en Mesoamérica. pp. 47-73. *In*: C. A. Harvey y J. C. Sáenz (eds.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Inbio. San José, Costa Rica.
- McCreary, D. D. and M. R. George. 2005. Management grazing and seedling shelters enhance oak regeneration on rangelands. *Calif. Agric.* 59: 217-222.
- Navarro Blaya, S. y G. Navarro García. 2003. Química agrícola. Grupo Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Norma Oficial Mexicana NOM-21-RECNAT-2000. 2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. Diario Oficial de la Federación. México, D. F.
- Román F., S. Levy-Tacher, H. Perales-Rivera, N. Ramírez-Marcial, D. Douterlungne y S. López-Mendoza. 2007. Establecimiento de seis especies arbóreas nativas en un pastizal degradado en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Ecol. Aplic.* 6: 1-8.
- Sanfiozeno-Barnhard, C., L. García-Barrios, E. Meléndez-Ackerman, and R. Trujillo-Vázquez. 2009. Woody cover and local farmers' perceptions of active pasturelands in La Sepultura biosphere reserve buffer zone, Mexico. *Mountain Res. Dev.* 29: 320-327.
- Seybold, C. A., M. J. Mausbach, D. L. Karlen, and H. H. Rogers. 1997. Quantification of soil quality. pp. 387-403. *In*: R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett, and B. A. Stewart (eds.). Soil process and the carbon cycle. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Sokal, R. R and F. J. Rohlf. 1995. Biometry: The principles and practices of statistics in biological research. W. H. Freeman. New York, NY, USA.
- SQI (Soil Quality Institute). 1996. Indicators for soil quality evaluation. USDA Natural Resources Conservation Service. Secretary of Agriculture, U. S. Department of Agriculture. Washington, DC, USA.
- Toledo, V. M. 1990. El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México. pp. 191-227. *In*: E. Leff (coord.). Ambiente y desarrollo en México. Vol. I. CIIH-UNAM. México, D. F.