

INDICADORES E ÍNDICES DE CALIDAD DEL SUELO EN UN ULTISOL BAJO DIFERENTES PRÁCTICAS DE MANEJO CONSERVACIONISTA EN GUÁRICO, VENEZUELA

Duilio Torres¹, Adriana Florentino² y Marisol López³

RESUMEN

En un ultisol degradado se aplicaron prácticas de conservación de suelos con el fin recuperar sus propiedades y mejorar su calidad. Para esto se promovió el uso de residuos orgánicos de gramíneas (RG) y leguminosas (RL), y un tratamiento sin residuos (SR), en combinación con los fertilizantes roca fosfórica de Riecito (RFR) y fosfato del diamónico (FDA). Luego de cuatro años se evaluó el efecto de estas prácticas sobre diferentes propiedades físicas, químicas e hidrológicas del suelo. Se aplicó un análisis de componentes principales para integrar todas las variables evaluadas y determinar cuáles podían explicar los cambios en la calidad del suelo. Las pérdidas de suelo y nitrógeno fueron medidas en parcelas de erosión usando lluvia simulada con intensidad de $120 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. El nitrógeno, en agua y sedimentos, fue medido por colorimetría de flujo continuo. Los resultados muestran que el escurrimiento fue menor en los tratamientos con residuos orgánicos (RG y RL) y mayor cuando no se usaron residuos (SR). Esta misma tendencia también se observó con relación a las pérdidas de suelo, ya que las pérdidas mayores ocurrieron en SR. Estos resultados fueron explicados por la protección ejercida de residuos orgánicos frente al impacto de gotas de lluvia sobre la superficie del suelo lo cual mejoró las condiciones hidrológicas, a la vez que propició el incremento de la materia orgánica y calcio con respecto a las condiciones iniciales. Los parámetros hidrológicos y los asociados a pérdidas de suelo y nutrientes en escurrimiento fueron determinantes en explicar los cambios por lo cual se seleccionaron indicadores e índices de calidad hidrológica y degradación nutricional que permitieron clasificar la tierra según las prácticas de conservación empleadas.

Palabras clave adicionales: Calidad de suelo, residuos orgánicos, escurrimiento, análisis de componentes principales

ABSTRACT

Soil quality indexes in an Ultisol submitted to different conservation practices in Guárico State, Venezuela

Conservation practices were applied in a degraded soil (Ultisol) trying to improve soil quality. The practices consisted in the use of organic residues from graminea (RG) and leguminous (RL), and a treatment without organic residues (SR), combined with the inorganic fertilizers phosphoric rock from Riecito (RFR) and diammonium phosphate (FDA). The effect of those practices on different physical, chemical, and hydrologic properties was evaluated after four years. A multivariate analysis was performed for integrating these factors and to determinate which of them could explain changes in soil quality. Soil and nitrogen losses were measured on erosion plots, using simulated rainfall of $120 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ intensity. Nitrogen (NO_3 y NH_4) was measured by continuous flow colorimetric method. Results showed water runoff were lower in the treatments with organic residues (RG and RL) whereas they were higher in treatment without residues (SR). The same trend was found for soil losses, so they were higher in SR. These results could be ascribed to the protection effect of organic residues against water drop impact on the soil surface, thus improving the soil hydrological conditions, and promoting the increase of organic matter and calcium content. The hydrological factors and those associated to soil and nutritional losses were important to explain the changes. Thus, indicators and quality indexes were selected from hydrological and nutritional degradation to classify the soil according to the management practices applied.

Additional key word: Soil quality, organic residues, runoff, multivariate analysis

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de prácticas conservacionistas

enfocadas en el esquema de sostenibilidad generará cambios en la calidad del suelo, producto del mejoramiento de las propiedades, físicas

Recibido: Diciembre 22, 2005

Aceptado: Agosto 28, 2006

¹ Dpto. de Ambiente y Tecnología, Universidad Nacional Experimental "Francisco de Miranda". Apdo. 4101. Coro. Venezuela. e-mail: duiliotr@unefm.edu.ve

² Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Apdo. 4579. Maracay. Venezuela.

e-mail: florentino@agr.ucv.ve

³ INIA-Falcón. Coro. Venezuela. e-mail: lopezm@inia.gov.ve

químicas y biológicas del mismo. Los cambios en la calidad del suelo deberán ser monitoreados, en primer lugar, para identificar áreas problemáticas y en segundo lugar para asegurar la promoción de prácticas de manejo de tierra que favorezcan la productividad y sostenibilidad del agroecosistema, para lo cual se requiere el desarrollo de indicadores cuantitativos (Ebert y Welch, 2004). Existen indicadores simples e índices sintéticos, los primeros están constituidos por la combinación de dos o más datos, mientras que el índice es una función matemática sintetizadora (EEA, 2002). Los índices son usados para resumir información compleja sobre un fenómeno a estudiar con el objeto de detectar rápidamente cambios dentro de un sistema.

Para los estudios de calidad de suelos se deben seleccionar atributos que sean sensibles al cambio de uso; en este sentido se han adelantado diversas investigaciones. Por ejemplo, los atributos biológicos y físicos están fuertemente influenciados por el contenido de materia orgánica la cual es una de las propiedades más afectada por las condiciones de manejo. La materia orgánica particulada, el carbono orgánico total, el nitrógeno potencialmente mineralizable y la biomasa microbiana son atributos sensibles a los cambios de uso en los agrosistemas (Needelman et al., 1999). Otros atributos que pueden cambiar con el manejo son aquellos asociados al tipo de labranza y aunque la materia orgánica no varía considerablemente dependiendo del sistema de labranza, si varían las propiedades físicas y biológicas asociadas a ella, como cobertura vegetal, densidad aparente, estabilidad estructural del suelo, comportamiento hidrológico y pérdidas de suelo. Diversos investigadores han hecho esfuerzos en seleccionar atributos de suelos que permitan de una manera directa evaluar la calidad del mismo y relacionar esto con la productividad y sostenibilidad del sistema (Bouma 1989; Larson y Pierce, 1994).

En la presente investigación se evaluó un suelo degradado cuyos principales problemas son pérdidas de suelo y de nutrientes por erosión, dado el mal uso de las prácticas de manejo establecidas en la zona. En este caso, se establecieron varias prácticas de manejo conservacionistas, basadas en el uso de cobertura para proteger el suelo y en la incorporación de nitrógeno y materia orgánica.

El objetivo de esta investigación fue desarrollar

los indicadores de calidad de suelo que permitan cuantificar los cambios luego de cuatro años de manejo conservacionista y generar índices de calidad que puedan ser usados para monitorear dichos cambios en la zona a largo plazo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se estableció en la Finca Bella Vista, municipio Chaguaramas al nororiente del estado Guárico, Venezuela, entre las poblaciones de Chaguaramas y Valle de la Pascua (7° 40' N). Es una zona con menos de 800 mm de precipitación total, con distribución unimodal en 4 a 5 meses (junio-septiembre); las lluvias son erráticas, de alta intensidad y de corta duración. La zona presenta temperaturas promedios que oscilan entre 24 y 25 °C; la evaporación presenta promedios mensuales de 176 mm. Los suelos son de textura liviana que van desde franco-arcillo-arenoso a franco-arenoso; los mismos son de muy baja fertilidad con limitaciones por baja disponibilidad de fósforo (6 mg·kg⁻¹), potasio (53 mg·kg⁻¹), calcio (56 mg·mg⁻¹) y magnesio (<20 mg·kg⁻¹), pH < 5,4 y materia orgánica de 7,6 mg·g⁻¹).

Se utilizó un diseño experimental de bloques al azar con estructura de tratamientos en parcelas divididas, con tres tratamientos con aplicación de residuos orgánicos en las parcelas principales (dimensiones de 16 m²) y dos tratamientos con fertilización inorgánica en las subparcelas (dimensiones de 6 m²), dando origen a seis tratamientos. Se utilizaron cuatro repeticiones por tratamientos para un total de 24 parcelas o unidades experimentales.

Tratamientos con residuos orgánicos

- Parcelas sin residuos (SR), en las que se eliminaron los restos de cosecha del cultivo de sorgo y la biomasa aérea fue extraída del sistema para simular parcialmente la actividad que el productor realiza normalmente en la zona.
- Parcelas con residuos de gramíneas (RG). Se cultivó sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) en el cual una vez cosechado se extrajo el grano y se sacó del sistema (simulando la comercialización del producto). Los restos del cultivo se cortaron y se dejaron en la superficie hasta el ciclo siguiente cuando se incorporó la biomasa vegetal.

- Parcelas con residuos de leguminosas (RL), que consistieron en sembrar *Crotalaria juncea* en hileras; cuando ésta llegó al estado de floración (aproximadamente 35-40 días) se cortó y se colocó en la superficie donde permaneció como cobertura por aproximadamente siete meses, cuando la misma fue incorporada antes de iniciar el ciclo de cultivo siguiente.

Tratamientos con fertilización inorgánica

- Roca fosfórica de Riecito (RFR). Material finamente molido con 14 % P-total y 39 % de CaO.

- Fosfato diamónico (FDA). Fertilizante con 16 % N y 46 % P_2O_5 .

Adicionalmente a estos tratamientos, se evaluaron dos parcelas de observación como suelos de referencia: Bosque natural (BN) y manejo convencional (PC), considerando que el suelo en BN representó el suelo no alterado por el hombre, mientras que el suelo bajo labranza convencional consistió en un lote que el productor ha trabajado intensamente por años y que para el momento del experimento se encontraba cultivado con maíz.

En el suelo y sedimentos se determinaron propiedades químicas como materia orgánica por el método de Walkley y Black, calcio por extracción con acetato de amonio y cuantificación por absorción atómica, pH en relación suelo:agua 1:5 y el nitrógeno total por el método de Kjeldahl; el nitrógeno mineral en suelo, agua y sedimento fue cuantificado por colorimetría por flujo continuo (Honeycutt et al., 1991). La distribución de tamaño de partículas se realizó por el método modificado de Bouyucos y las propiedades físicas de densidad aparente, conductividad hidráulica saturada, macro y microporosidad fueron medidas por la

metodología descrita por Pla (1983). Las propiedades hidrológicas fueron evaluadas por simulación de lluvia con una intensidad de 120 mm-hora⁻¹ (López y Florentino 2000). La cobertura vegetal fue medida por el método de la cuadrícula (Tejada y Rodríguez, 1989).

Para la selección de los indicadores se utilizaron las 24 parcelas experimentales y se hizo un análisis de componentes principales basado en la correlación con el total de las 21 variables físicas, químicas e hidrológicas estudiadas. Aquellas variables que resultaron correlacionadas en más de 0,80 con el componente que explicó la mayor variación fueron consideradas como indicadores. Anterior al análisis de correlación se realizó un análisis de varianza con el objeto de determinar cuales variables cambiaron con las prácticas de manejo usando el paquete estadístico computarizado InfoStat. Una vez que se seleccionaron los indicadores se procedió a darle una cuantificación a cada uno de los índices estudiados con el objeto de establecer categorías en función de las prácticas de manejo evaluadas; para ello se empleó el criterio de Romig et al. (1994) modificado, estableciendo cuatro categorías con valores de 6, 4, 2 y 0 para las condiciones de más a menos favorable.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No existieron diferencias significativas ($P > 0,05$) para las variables físicas y químicas (Cuadro 1) y los cambios en el suelo se debieron a variaciones en las propiedades hidrológicas y variables asociadas a parámetros de pérdidas de suelos y nitrógeno (Cuadro 2). Las diferencias encontradas sólo se reflejaron en los 10 cm de suelo, por lo que los resultados presentados corresponden a esta primera capa.

Cuadro 1. Valores promedios para las variables físicas y químicas evaluadas

Propiedades/Tratamientos	SR-FDA	SR-RFR	RG-FDA	RG-RFR	RL-FDA	RL-RFR	BN	PC
Densidad aparente (g·cm ⁻³)	1,65 a	1,61 a	1,65 a	1,60 a	1,58 a	1,61 a	1,45	1,71
Espacio poroso total (%)	36,99 a	39,26 a	38,36 a	40,23 a	36,65 a	38,70 a	45,40	35,40
Macroporos (%)	25,20 a	24,26 a	25,88 a	26,29 a	24,79 a	25,44 a	12,10	14,12
Microporos (%)	12,44 a	12,93 a	13,01 a	14,67 a	11,56 a	13,40 a	33,30	21,28
Conductividad hidráulica (cm·hora ⁻¹)	3,21 a	3,58 a	3,81 a	3,98 a	3,88 a	4,14 a	8,10	2,25
Agua retenida (%)	7,24 a	8,24 a	9,79 a	10,77 a	7,69 a	9,44 a	10,25	6,85
Materia orgánica (%)	1,05 a	0,86 a	0,93 a	1,05 a	0,77 a	0,90 a	5,82	0,40
Calcio (cmol·kg ⁻¹)	102 b	183 a	111,25 b	167,25 a	94,50 b	146,25 a	845,23	65,00

Letras distintas indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$). SR-FDA: sin residuos + fosfato diamónico; SR-RFR: sin residuos + roca fosfórica; RG-FDA: residuos de gramíneas + fosfato diamónico; RG-RFR: residuos de gramíneas + roca fosfórica; RL-FDA: residuos de leguminosas + fosfato diamónico; RL-RFR: residuos de leguminosas + roca fosfórica; BN: bosque natural; PC: parcela convencional

A pesar de que no se presentaron diferencias significativas en las propiedades físicas, éstas mostraron cierta tendencia a mejorar con respecto a las condiciones iniciales del suelo bajo manejo convencional.

Lozano et al. (1999) observaron cambios en la densidad aparente, espacio poroso total, macroporosidad y microporosidad en los primeros 10 cm, después de cuatro años de someter un agroecosistema a prácticas conservacionistas. Voorhes y Lindstrom (1984) afirman que se requieren de tres a cuatro años para que suelos bajo labranza conservacionista desarrollen una porosidad más favorable en los primeros 25 cm del suelo, al compararse con los sistemas convencionales.

Con respecto a las propiedades químicas, se observó una tendencia al incremento de la materia orgánica y el calcio al compararse con los valores de referencia de la parcela convencional (PC). En todos

los tratamientos donde se incorporó roca fosfórica se obtuvieron los mayores valores de calcio.

La incorporación de residuos vegetales acompañados con prácticas de labranza mínima incrementa el contenido de materia orgánica, mientras que el contenido de materia orgánica declina cuando baja la producción de residuos y en los sistemas de labranza convencional (Havlin et al., 1990; Edwards et al., 1992). Similares resultados han sido hallados por Hunt et al. (1996) y Álvarez et al. (1995).

Al evaluar los procesos hidrológicos (Cuadro 2) se destaca que éstos constituyen parámetros relevantes para ser usados como indicadores de calidad de suelo, ya que reflejaron los cambios producidos en los mismos, luego de cuatro años de manejo conservacionista. Se observa que mientras mayor fue el escurrimiento menor fue la tasa de infiltración del suelo y menor el porcentaje de cobertura.

Cuadro 2. Valores promedios para las variables hidrológicas y de pérdidas de suelo evaluadas

Propiedades/Tratamientos	SR-FDA	SR-RFR	RG-FDA	RG-RFR	RL-FDA	RL-RFR	BN	PC
Residuos (Mg·ha ⁻¹)	2,00 b	1,8 b	2,20 b	2,40 b	5,50 a	7,10 a	6,21	1,2
Cobertura (%)	48,52 c	51,12 c	71,09 b	65,68 b	80,84 a	82,96 a	82,00	37,00
Infiltración promedio (cm·hora ⁻¹)	61,43 c	68,09 c	175,43 b	167,77 b	185,49 a	200,51 a	164,60	65,45
Inicio aguachinamiento (minutos)	2,28 c	2,16 c	4,02 b	3,81 b	6,02 a	6,60 a	5,20	2,20
Inicio escorrentía (minutos)	4,40 c	4,65 c	8,00 b	7,88 b	11,06 a	11,25 a	9,10	5,12
Lámina infiltrada (mm)	20,16 c	21,95 c	25,29 b	25,81 b	29,27 a	30,46 a	30,20	19,80
Infiltración básica (cm·hora ⁻¹)	26,94 b	29,26 b	36,52 a	35,40 a	38,33 a	37,29 a	38,20	25,76
Lámina escurrida (mm)	69,13 a	67,45 a	65,26 b	64,93 b	60,50 b	59,76 b	61,10	82,00
Pérdida de suelo (Mg·ha ⁻¹)	14,99 a	14,89 a	11,34 b	10,98 b	9,97 b	9,54 b	9,81	13,20
Concentración sedimento (mg·kg ⁻¹)	4,29 a	4,13 a	3,31b	3,23b	2,76 c	2,65 c	2,97	8,72
Concentración inicial sedimento (mg·kg ⁻¹)	0,72 a	0,71 a	0,53 a	0,47 a	0,50 b	0,44 b	0,48	0,68
Coefficiente escorrentía	0,77 a	0,75 a	0,73 a	0,72 a	0,67 b	0,66 b	0,64	0,72
Nitrógeno perdido (Mg·ha ⁻¹)	6,76 a	6,11 a	5,16 a	5,09 a	4,77 b	4,33 b	11,31	25,99

Letras distintas indican diferencias significativas ($P \leq 0,05$). SR-FDA: sin residuos + fosfato diamónico; SR-RFR: sin residuos + roca fosfórica; RG-FDA: residuos de gramíneas + fosfato diamónico; RG-RFR: residuos de gramíneas + roca fosfórica; RL-FDA: residuos de leguminosas + fosfato diamónico; RL-RFR: residuos de leguminosas + roca fosfórica; BN: bosque natural; PC: parcela convencional

La lámina escurrida fue significativamente mayor en las parcelas donde no se colocaron residuos como cobertura, las cuales iniciaron el aguachinamiento y la escorrentía en menor tiempo. Así mismo, la escorrentía comenzó en mayor tiempo en los suelos que poseían mayor cobertura vegetal y que además tendrían mejor estructura (Bravo et al., 2004), no sólo por la no perturbación del suelo sino por el efecto del calcio incorporado a través de la roca fosfórica.

Los mayores valores de pérdidas de suelo se presentaron en aquellos suelos que se encontraban desprotegidos (Cuadro 2) y el impacto de lluvia causaría más daño en la estructura, iniciando la

escorrentía más rápidamente y por lo tanto las pérdidas totales de suelo fueron mayores.

Las condiciones hidrológicas del suelo son reguladas por factores como las propiedades físicas y la cobertura vegetal. Bravo et al. (2004) encontraron a su vez que las propiedades físicas del suelo y la cobertura vegetal estaban muy ligadas entre sí.

Los resultados correspondientes a pérdidas de nitrógeno en gran medida corresponden a los nutrientes asociados a sedimentos, lo cual es concordante con lo señalado por Gray y Henry (2002) quienes asignan la mayor concentración de materia orgánica y nitrógeno en el horizonte

superficial del suelo. También, Torres et al. (2005) encontraron que tanto la materia orgánica como las distintas fuentes de nitrógeno se concentraban en los primeros 10 cm. de suelo. Las mayores pérdidas de nitrógeno asociadas a los sedimentos ocurrieron en el suelo de referencia bajo manejo convencional (PC) seguido de los tratamientos sin residuos (SR), mientras que las pérdidas fueron significativamente más bajas ($P \leq 0,05$) en los tratamientos con mayor cobertura (leguminosas y gramíneas). Torbert et al. (1999), Gray y Henry (2002) y Tapia et al. (2002) mencionan que las formas de nitrógeno orgánico están más asociadas a los sedimentos, dado que gran parte proviene de la materia orgánica particulada. Udawatta et al. (2002) señalan que luego de tres años bajo siembra en contorno se logró reducir la erosión y las pérdidas de nitrato en un 24%.

Los resultados también muestran que la concentración de nitrógeno en el sedimento fue reducida por las prácticas de manejo establecidas, comprobándose que en estos tipos de manejo, parte del nitrógeno tiende a acumularse superficialmente corriéndose el riesgo que gran parte de éste se pierde por escorrentía y no sea aprovechado por la planta, además de causar posibles riesgos de contaminación de las aguas superficiales. Los suelos donde se incrementó el porcentaje de materia orgánica y se protegieron contra la erosión presentaron menores pérdidas de suelo y los valores fueron similares a las condiciones originales.

Por otra parte, en los suelos con escasa cobertura vegetal (sin residuos) se presentaron mayores valores de escorrentía y pérdidas de suelo y nitrógeno. Estos resultados son similares a los obtenidos por Alberts y Spomer (1985) y Torbert et al. (1996).

Selección de indicadores de calidad de suelo

Por medio del análisis de componentes principales las 21 variables estudiadas fueron reducidas a 13 variables sintéticas construidas como una combinación lineal de las variables originales. Cada una de las variables sintéticas se denominó componente principal. Los 13 componentes principales explicaron la totalidad de la variación. Para el caso analizado, solamente se consideraron los dos primeros componentes ya que explicaron más del 60 % de la variación (Cuadro 3).

Cuadro 3. Componentes principales (valores de Eigen) para las variables evaluadas

Autovector o componente	Autovalores	
	Autovalor	Varianza total (%)
1	10,74	46,73
2	3,29	14,33
3	2,02	8,82
4	1,45	6,32
5	1,04	4,55
6	0,95	4,17
7	0,83	3,62
8	0,80	3,46
9	0,59	2,57
10	0,47	2,06
11	0,28	1,22
12	0,20	0,89
13	0,11	0,49

En la Figura 1 se observa que a lo largo del componente 1 se pueden agrupar los datos en tres sectores, lo cual indica que las variables que se distribuyen a lo largo de este eje permitieron discriminar entre los distintos grupos de tratamientos, indicando además que existieron diferencias entre los sistemas de manejo. Así, se agrupan en un sector los tratamientos SR, en otro los RG y en otro los RL, con cierto solapamiento entre estos dos últimos.

En la Figura 2 se agrupan en el eje X (componente 1) las variables en función de su correlación y de su contribución para explicar la variabilidad de los resultados. Se observa que las variables que más se acercan a la unidad son aquellas ubicadas a lo largo del eje correspondiente al componente 1. En este eje se destacan dos grupos de variables asociadas entre sí, unas positivamente y otras negativamente: aquellas variables que explican los procesos hidrológicos (infiltración, lámina escurrida, tiempo para el inicio del anegamiento y del escurrimiento, coeficiente de escurrimiento) y aquellas variables relacionadas con las pérdidas de suelo y nutrientes (pérdida de suelo y erosión, concentración de sedimentos, nitrógeno perdido asociado al sedimento y al agua de escorrentía).

Dado los resultados del análisis de los componentes principales y en función de la correlación existente entre las variables evaluadas con el componente de mayor variación (componente 1), se obtuvo que las variables más útiles en explicar los cambios de calidad de suelo son las hidrológicas y las asociadas a pérdidas de suelo y nutrientes, por lo tanto; los indicadores

apuntan en dos vertientes: uno a explicar los cambios en función de la calidad hidrológica del suelo y otro a explicar los procesos de pérdidas de suelo y degradación nutricional.

Luego de la elección de los indicadores se procedió a establecer los valores críticos para cada

indicador, los cuales fueron seleccionados tanto del análisis de componentes principales como de los valores de los suelos de referencia (BN) y (PC). Posteriormente se establecieron cuatro categorías: muy alto, alto, bajo y muy bajo (Cuadro 4).

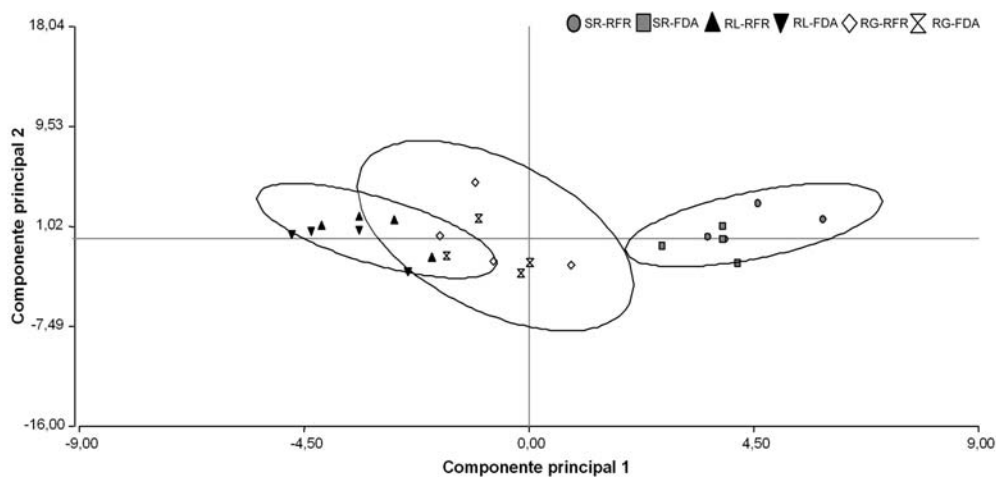
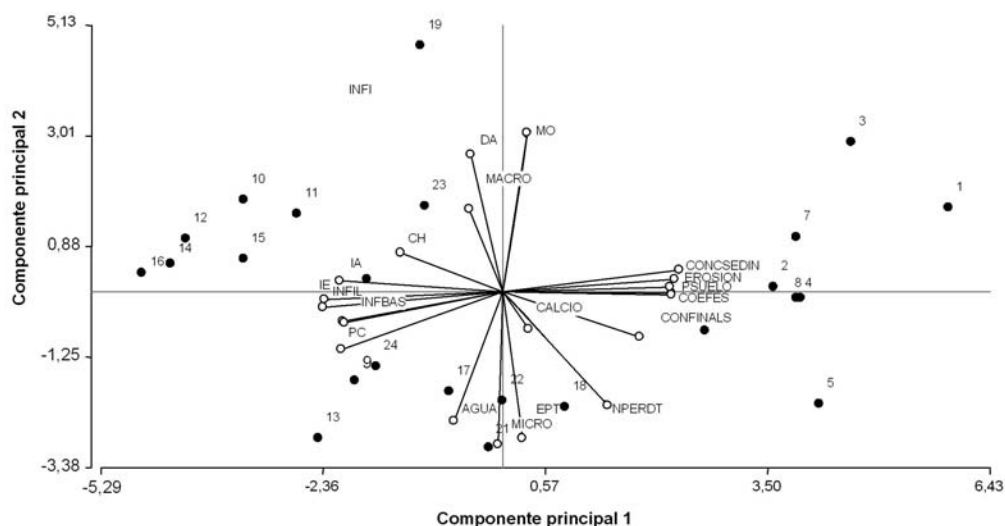


Figura 1. Distribución de los tratamientos en el plano en función de la capacidad explicativa de los datos (análisis de componentes principales)



Identificación de los vectores			
MO: materia orgánica	IE: inicio escorrentía	MICRO: microporos	PSUELO: pérdida de suelo
MACRO: macroporos	INFIL: infiltración promedio	EPT: espacio poroso total	EROSION: residuos
DA: densidad aparente	INBAS: infiltración básica	NPERDT: nitrógeno perdido	CONCEDIN: conc. inicial sedimentos
CH: conductividad hidráulica	PC: porcentaje cobertura	CONFINALS: conc. sedimentos	
IA: inicio aguachinamiento	AGUA: agua retenida	COEFES: coef. de escorrentía	

Figura 2. Distribución en el plano de las variables de suelos evaluadas mediante análisis de componentes principales. Los círculos oscuros representan las 24 parcelas experimentales

Cuadro 4. Valores críticos establecidos para las variables seleccionadas como indicadores de calidad de suelos

Indicadores	Muy favorable	Favorable	Medianamente favorable	Poco favorable
Cobertura (%)	79,75-100	65,5-79,75	40-69,5	<40
Residuos dejados en superficie ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	>5,21	5,21-2,45	2,45-1,5	<1,5
Infiltración instantánea ($\text{mm}\cdot\text{hora}^{-1}$)	200-175	175-69	69-32	<32
Infiltración básica ($\text{mm}\cdot\text{hora}^{-1}$)	>38	38-35	35-26,94	<26,94
Coefficiente de escorrentía	<0,66	0,75-0,66	0,75-0,81	>0,81
Lámina escurrida (mm)	<60,5	60,5-65	65-69	>69
Materia orgánica (%)	>5	5-2,69	2,69-1,05	<1,05
Pérdida de suelo ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	<9,5	9,5-10,67	10,67	14,02
Concentración inicial de sedimentos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	<1,38	1,65-1,38	2,14-1,65	>2,14
Calcio disponible ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	>600	248-600	160-248	<160
Lámina infiltrada (mm)	>30	30-25	25-15	<15
Inicio aguachinamiento (min)	>6	4-6	2-4	<2
Inicio escurrimiento (min)	>11	8-11	5-8	<5
N perdido en sedimento ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	<3,5	3,5-4,5	4,5-6	>6
N total perdido asociado a agua y sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	<3,31	3,31-5	5-8	>8

Se debe resaltar que estos indicadores varían en espacio y tiempo por lo que no son extrapolables ya que fueron seleccionados para las condiciones climáticas y de manejo de la zona bajo estudio. Al valorar cada condición de manejo para cada indicador dando una valoración para cada categoría de acuerdo a los criterios de Romig et al. (1994) se logró agrupar los indicadores en dos índices: uno de calidad hidrológica y uno de degradación nutricional.

El índice de calidad hidrológica (Cuadro 5), obtenido a partir de la agrupación de índices del análisis multivariado, muestra una separación de los tipos de manejo de suelo en función de la calidad que presenta. El suelo con mejor calidad se presentó en el tratamiento con mayor porcentaje de cobertura (RL), en el cual la calidad hidrológica es casi igual a la del suelo no intervenido (BN), manifestándose el efecto que ejerce la cobertura al proteger el suelo del impacto de las gotas de lluvia.

Los tratamientos con gramínea (RG) presentaron una calidad hidrológica menor a la del suelo con leguminosa (RL), pero manteniendo un calificativo de bueno. El tratamiento sin residuos presentó una calidad baja; sin embargo, fue muy superior al suelo con manejo convencional, lo que muestra que, inclusive, el tratamiento sin residuo al no ser sometido a un manejo convencional tiene mejor calidad hidrológica. Los tratamientos donde se incorporó roca fosfórica también presentaron una valoración superior a aquellos donde se adicionó fosfato diamónico.

Cuadro 5. Valoración del índice de calidad hidrológica (para 11 indicadores)

Manejo	Sumatoria	Valoración	Calificación
SR-FDA	18	1,60	Baja calidad
SR-RFR	18	1,60	Baja calidad
RL-FDA	40	3,60	Buena calidad
RL-RFR	50	4,54	Muy Buena calidad
RG-FDA	30	2,72	Baja calidad
RG-RFR	36	3,27	Buena calidad
BN	52	4,72	Muy Buena calidad
PC	8	0,72	Muy baja calidad

El índice de degradación nutricional (Cuadro 6) separa igualmente los tratamientos, observándose que los de mayor cobertura presentaron una mejor calidad; sin embargo, la valoración del tratamiento de leguminosa estuvo por debajo del suelo de referencia BN; en el suelo con residuos de gramínea, aunque fue de baja calidad dado que tuvo menor cobertura, las pérdidas de suelo y nutrientes no fueron muy altas. Este tratamiento presentó mejor calidad que los tratamientos sin residuos y que el suelo de referencia (PC). De esta forma, las prácticas de manejo sostenible deberían llevar a características edáficas similares a la situación original del suelo (bosque natural) y el manejo convencional llevaría a un deterioro del suelo.

Luego de cuatro años de prácticas conservacionistas, los resultados obtenidos permitieron seleccionar los atributos que mejor explicaron los cambios de calidad de suelo producto de las diferentes prácticas de manejo, determinándose que las variables hidrológicas

fueron las más sensibles y permitieron reflejar los cambios. Lo anterior indica que estos atributos serían los más prácticos para monitorear los cambios en la calidad de suelo.

Cuadro 6. Índices de degradación nutricional (para 8 indicadores)

Manejo	Sumatoria	Valoración	Calificación
SR-FDA	10	1,25	Muy baja calidad
SR-RFR	10	1,25	Muy baja calidad
RL-FDA	26	3,25	Buena calidad
RL-RFR	32	4,00	Buena calidad
RG-FDA	16	2,00	Baja calidad
RG-RFR	20	2,50	Baja calidad
BN	40	5,00	Muy Buena calidad
PC	12	1,50	Muy Baja calidad

CONCLUSIONES

Las variables hidrológicas y de pérdidas de suelo fueron las más sensibles a los cambios de manejo, por lo que constituyen indicadores de calidad de suelo relevantes para reflejar los cambios ocurridos luego de cuatro años de manejo conservacionista.

El mejoramiento en la calidad hidrológica del suelo, traducida en una menor escorrentía y menor pérdida de suelos y nitrógeno se explicó por una mayor cobertura del suelo y no por cambios en las condiciones físicas y estructurales del suelo; no obstante, la adición de roca fosfórica contribuyó a mejorar el comportamiento hidrológico del mismo y reducir las pérdidas de suelo y nitrógeno.

Las variables físicas y químicas no fueron sensibles a los cambios en el manejo de suelo durante el período considerado.

LITERATURA CITADA

1. Alberts, E. y R. Spomer. 1985. Dissolved nitrogen and phosphorus in runoff from watersheds in conservation and conventional tillage. *J. Soil Water Conserv.* 40: 153-157.
2. Álvarez, R., A. Díaz, N. Barbero, O. Santanogila y L. Blotta. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Tillage Research* 33: 17-28.
3. Bravo, C., Z. Lozano, R.M. Hernández, L. Piñango y B. Moreno. 2004. Efecto de diferentes especies de coberturas sobre las propiedades físicas de un suelo de sabana con siembra directa de maíz. *Bioagro* 16(3): 163-172.
4. Bouma, J. 1989. Using soil survey data for quantitative land evaluation. *Adv. Soil Sci.* 9: 177-213.
5. Ebert, U. y H. Welch. 2004. Meagrinful environmental indices a social choice approach. *Journal Environmental Economics and Managment* 47: 270-283.
6. Edwards, J., C. Wood, D. Thurlow y M. Ruf. 1992. Tillage and crop rotation effects on fertility status of Hapludults soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1577-1582.
7. EEA (European Environment Agency). 2002. Toward and urban atlas. Assessment of spatial data on 25 European cities and urban areas. *Environmental Report* Nº 30. Copenhagen. 185 p.
8. Gray, M. y C. Henry. 2002. Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids. *Journal Environmental Quality* 31: 926-936.
9. Havlin, P., E. Kissel, L. Maddux, M. Classen y J. Long. 1990. Crop rotation effect on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 448-452.
10. Honeycutt, C., L. Portar y A. Hatelman. 1991. Predicting nitrate formation from soil, fertilize, crop residue and sludge with termal units. *Journal Environmental Quality* 20(4): 850-856.
11. Hunt, P., D. Karlen, T. Matheny y V. Quisenberry. 1996. Changes in carbon content of a Norfolk loamy sand after 14 years of conservation or continues tillage. *J. Soil Water Conserv.* 51: 255-258.
12. Larson, W. y F. Pierce. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. *Soil Sci. Soc. Amer. Special. Publication.* 35. SSSA and ASA, Madison,

- WI. pp. 37-51.
13. López, A. y A. Florentino. 2000. Construcción de un simulador de lluvia para la evaluación de la infiltración y escorrentía en zonas de pendiente. Memorias del Congreso Venezolano de Ingeniería Agrícola. Barquisimeto. pp. 15-18.
 14. Lozano, Z., S. Cabrera y M. Adams. 1999. Efectos de los sistemas de labranza sobre las propiedades físicas de dos suelos de los llanos occidentales. Memorias XV Congreso Venezolano de las Ciencias del suelo. Barquisimeto- Venezuela. pp. 171-177.
 15. Needelman, B., A. Wander, M. Bollero, G. Boast, W. Sims y G. Bullock. 1999. Interaction of tillage and soil texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 1326-1334.
 16. Pla, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnósticos de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Alcance. Revista de la Facultad de Agronomía. UCV. Maracay. Alcance 32. 91 p.
 17. Romig, D., M. Garilas y R. Harris. 1994. Farmer-based soil health scorecard. Agronomy Abstracts. Amer. Soc. Soil Sci. Madison Wisconsin. P. 288.
 18. Tapia, L., M. Tiscareño, R. Salinas, J. Velásquez, A. Vega y A. Guillén. 2002. Respuesta de la cobertura residual del suelo a la erosión hídrica y la sostenibilidad del suelo en laderas agrícolas. Terra 20: 449-457.
 19. Tejada, B. y O. Rodríguez. 1989. Metodología para evaluar la cobertura de residuos en el control de la erosión. Erosión Hídrica, Diagnóstico y control. Revista Facultad de Agronomía. Alcance 37: 149-167
 20. Torbert, H., K. Potter y J. Morrison. 1996. Management effects on fertilizer N and P losses in runoff on Vertisols. Trans. ASAE 39(1): 161-166.
 21. Torbert, H., N. Kenneth, P. Dennis, W. Hoffman, J. Thomas y C. Richardson. 1999. Surface residue and soils moisture affect fertilizer loss in simulated runoff and heavy clay soil. Agronomy Journal 91: 606-612.
 22. Torres, D., A. Florentino y M. López. 2005. Pérdidas de suelo y nitrógeno como índice de calidad de suelo en ultisol degradado bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal (Guárico-Venezuela). Agronomía Tropical 60(2): en prensa.
 23. Udawatta, R., J. Kratansky, G. Henderson y H. Garrett. 2002. Agroforestry practices, runoff and nutrient loss. Journal of Environmental Quality 31: 1214-1225.
 24. Voorhees, W. y M. Lindstrom. 1984. Long-term tillage method and soil tilt independent of wheel traffic compactation. J. Amer. Soc. Soil Sci. 48: 152-156.