

CAMBIOS EN INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS DE LADERA REFORESTADOS CON PINOS (*Pinus caribaea*) Y EUCALIPTOS (*Eucalyptus robusta*)

CHANGES IN QUALITY INDICATORS OF HILLSIDE SOILS REFORESTED WITH PINES (*Pinus caribaea*) AND EUCALYPTUS (*Eucalyptus robusta*)

Rosa M. Hernández-Hernández¹, Elizabeth Ramírez¹, Ignacio Castro² y Sandra Cano²

¹Laboratorio Biogeoquímica. IDECYT (Instituto de Estudios Científicos y Tecnológicos). Universidad Simón Rodríguez. Caracas, Venezuela (rhernandez@reacciun.ve) (rodama33@yahoo.com.mx). ²Facultad de Ciencias. Postgrado de Ecología. Instituto de Zoología Tropical. Universidad Central de Venezuela.

RESUMEN

Mantener la calidad del suelo es crítico para la sostenibilidad ambiental, aspecto especialmente importante para suelos tropicales de ladera. Varias fracciones de la materia orgánica (MO) del suelo se han reconocido como buenos indicadores de su calidad y resiliencia. Por tanto, el carbono orgánico, sus fracciones pesadas y ligeras, la biomasa microbiana, la respiración basal y los ácidos húmicos y fúlvicos, además de la estabilidad de los agregados, se evaluaron en suelos de ladera que rodean el embalse de La Mariposa, que suministra agua potable a Caracas, Venezuela, donde la vegetación ha cambiado debido al incremento demográfico. Con un muestreo estratificado al azar se tomaron tres muestras de suelos (0-10 cm; cada una con 10 submuestras) en tres parcelas de 20×30 m (unidades experimentales), de cuatro suelos adyacentes de ladera de bosques húmedos (BH), sabanas secundarias (SS), plantaciones de pinos (Pin) y eucaliptos (Eu) (tratamientos). El objetivo fue determinar el efecto de la reforestación con pinos y eucaliptos en suelos de laderas sobre indicadores de su calidad. Mediante A de V (una vía) y usando la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$), se encontró una disminución significativa del C (mayor a 55%) en los suelos Pin y Eu respecto al suelo BH. Otras fracciones de MO: biomasa microbiana (BH:124.0 vs Pin:73.7 vs Eu:113.7 kg ha⁻¹), C de la fracción ligera (BH:3.9 vs Pin:1.2 vs Eu:2.3 Mg ha⁻¹), relación ácido húmico/ácido fúlvico (BH:5.0 vs Pin:2.3 vs Eu:3.7) mostraron un comportamiento similar. El suelo SS presentó valores intermedios para todas las fracciones orgánicas y valores más altos de estabilidad de agregados. Considerando la fragilidad ambiental y los cambios significativos en los indicadores evaluados, parece adecuado permitir el proceso de sucesión natural en lugar de continuar con las prácticas de reforestación actuales para el manejo de la zona.

Palabras clave: Agregados, biomasa microbiana, carbono, eucaliptos, pinos.

ABSTRACT

Maintaining soil quality is critical for environmental sustainability, an especially important aspect for tropical hillside soils. Several fractions of soil organic matter (OM) have been recognized as good indicators of soil quality and resilience. Therefore, organic carbon, light and heavy soil fractions, microbial biomass, basal respiration, humic and fulvic acids as well as aggregate stability were evaluated in hillside soils which surround the Reservoir La Mariposa, which supplies drinking water to the city of Caracas, Venezuela, where the vegetation has changed due to population increase. Using randomized stratified sampling, three soil samples (0-10 cm; each with 10 subsamples) were taken from three 20×30 m plots (experimental units), from four adjacent soils pertaining to humid forests (BH), secondary savannas (SS) and pine (Pin) and eucalyptus (Eu) (treatments) plantations. The objective was to determine the effect of reforestation on quality indicators using pines and eucalyptus in hillside soils. Using analysis of variance (one way) and Tukey test ($p \leq 0.05$), a significant decrease in C (more than 55%) was found in Pin and Eu soils compared with that of BH. Other OM fractions: microbial biomass (BH:124.0 vs Pin:73.7 vs Eu:113.7 kg ha⁻¹), light fraction C (BH:3.9 vs Pin:1.2 vs Eu:2.3 Mg ha⁻¹), humic acid/fulvic acid relation (BH:5.0 vs Pin:2.3 vs Eu:3.7) showed similar behavior. Secondary savanna soils presented intermediate values for the organic fractions and higher values for aggregate stability. Considering the environmental fragility and the significant changes in the indicators evaluated, it appears adequate to allow the natural succession process to occur instead of continuing current reforestation practices for management of the zone.

Key words: Aggregates, microbial biomass, carbon, eucalyptus, pines

INTRODUCTION

Soil quality maintenance is critical for a sustainable environment; therefore a good selection of soil quality indicators is necessary for a quick

INTRODUCCIÓN

El mantenimiento de la calidad del suelo es crítico para un ambiente sostenible; así, es necesario una buena selección de indicadores de calidad del suelo para una rápida respuesta al cambio, clara discriminación entre los sistemas de manejo, mayor sensibilidad al estrés y a la restauración ambiental, y reflejo de la variabilidad espacial y temporal (Gil-Stores *et al.*, 2005). El indicador más usado de calidad del suelo es el contenido de materia orgánica (MO), pero aproximaciones basadas sobre la caracterización de varias fracciones de MO (activas, pasivas y lentas) se han reconocido como buenos indicadores de calidad del suelo y resiliencia.

En el trópico la conservación de la MO se puede considerar como un factor crítico para sistemas sostenibles de uso de la tierra. La MO tiene un efecto positivo sobre la formación y estabilidad de agregados del suelo y la retención de nutrientes (Hernández-Hernández y López-Hernández, 2002). Su principal constituyente son las sustancias húmicas, que junto con los polisacáridos y la biomasa microbiana, son los ingredientes activos para la agregación del suelo (Yamaguchi *et al.*, 2004). El uso de variables físicas y bioquímicas como indicadores de calidad del suelo podría ser importante para evaluar los cambios en suelos de ladera que rodean el embalse de La Mariposa, que suministra agua potable a Caracas, Venezuela.

En esta zona de ladera, la deforestación ha sido una de las principales consecuencias del aumento del desarrollo demográfico en los últimos 30 años. Ésto ha producido importantes cambios en la vegetación nativa del bosque, que se ha sustituido por especies herbáceas de sabanas secundarias o plantaciones de especies arbóreas exóticas de rápido crecimiento, como pinos y eucaliptos.

Bouillet y Bernhard-Reversat (2001) señalan que los pinos y eucaliptos agotan las fuentes de agua y de nutrientes y limitan el crecimiento de la vegetación bajo su dosel, disminuyendo la biodiversidad, activando la erosión y mermando la fertilidad del suelo. Pero, según Parrota (1995), estos árboles ayudan a regenerar plantas del sotobosque y a elevar el contenido de nutrientes. El impacto en la calidad del suelo, con los cambios de la composición florística de los ecosistemas, es consecuencia de los cambios en la calidad y cantidad de residuos que entran en el suelo. Prina *et al.* (2001) señalan que la biomasa microbiana, su actividad y estructura comunitaria, son influenciadas por diferentes especies arbóreas, debido a que la composición química de la hojarasca y de las raíces influye en la descomposición de las entradas orgánicas (Dighton *et al.*, 2000) y mineralización de nutrientes (John *et*

response to change, clear discrimination among the management systems, greater sensitivity to stress and environmental restoration, and reflection of time and space variability (Gil-Stores *et al.*, 2005). The most used soil quality indicator is organic matter content (OM), but approximations based on the characterization of several OM fractions (active, passive and slow) have been recognized as good indicators of soil quality and resilience.

In the tropics conservation of OM can be considered a critical factor for sustainable land use systems. OM has a positive effect on the formation and stability of soil aggregates and nutrient retention (Hernández-Hernández and López-Hernández, 2002). Its principal constituent is humic substances, which together with polysaccharides and microbial biomass form the active ingredients for soil aggregation (Yamaguchi *et al.*, 2004). The use of physical and biochemical variables as soil quality indicators can be important for evaluating the changes in hillside soils which surround the Mariposa Reservoir which supplies drinking water to Caracas, Venezuela.

In this hillside zone, deforestation has been one of the principal consequences of population increase and development within the last 30 years. This has produced important changes in the native forest vegetation which have been replaced by secondary savanna herbaceous species or plantations of fast growing exotic woody species, such as pines and eucalyptus.

Bouillet and Bernhard-Reversat (2001) indicate that pines and eucalyptus exhaust the water and nutrient supplies and also limit the growth of vegetation under their canopy, decreasing the biodiversity, triggering erosion and reducing soil fertility. But according to Parrota (1995), these trees help to regenerate scrub forest plants and elevate nutrient contents. The impact of soil quality, with changes in floristic composition of the ecosystems is a consequence of changes in quality and quantity of residues that enter the soil. Prina *et al.* (2001) indicate that microbial biomass, their community activity and structure, are affected by different woody species, because the chemical composition of litter and roots influence the decomposition of organic input (Dighton *et al.*, 2000) and nutrient mineralization (John *et al.*, 2002). In turn, ecosystems with greater biodiversity generate a greater catabolic diversity of the soil microbial community (Nsabimana *et al.*, 2004).

The objective of the present study was to evaluate the active, passive and slow OM fractions, as well as the stability of soil aggregates, as possible indicators of quality in order to determine the effects of reforestation with pines and eucalyptus in hillside soils within the area surrounding the Mariposa Reservoir, Venezuela.

al., 2002). A su vez, los ecosistemas con una mayor biodiversidad generan una mayor diversidad catabólica de la comunidad microbiana del suelo (Nsabimana *et al.*, 2004).

El objetivo del presente estudio fue evaluar las fracciones activas, lentas y pasivas de la MO, y la estabilidad de los agregados del suelo, como posibles indicadores de su calidad a fin de determinar los efectos de la reforestación con pinos y eucaliptos en suelos de ladera en el área circundante del embalse La Mariposa, Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en suelos de ladera que rodean el embalse La Mariposa, a 8 km de Caracas (10° 24' 41" N; 66° 33' 53" O), Serranía del Litoral, Cordillera de la Costa, al norte de Venezuela. El ecosistema de la cuenca está caracterizado por bosques húmedos, sobre 1500 m de altitud, con especies arbóreas que alcanzan en promedio 10 a 15 m de altura y dominan: *Tetrorchidium rubrivenium*, *Richeria grandis*, *Protium tovarense*, *Erythrina poeppigiana*, *Inga spectabilis*. Las sabanas secundarias originadas por la acción humana (quema frecuente desde hace más de 60 años, deforestación, labranza, cultivos) son cada vez más extensas en las zonas más altas e intermedias de las montañas circundantes. En los ecosistemas de sabana, entre 1300 y 1600 m de altitud, las especies más importantes son *Trachypogon plumosus*, *Andropogon* sp, *Melinis minutiflora* y *Panicum* sp. La tierra se ha reforestado con *Pinus caribaea* y *Eucalyptus robusta*, reconocidos por su ventaja competitiva en la absorción de agua comparada con las especies nativas. El cultivo con especies arbóreas exóticas obedece a planes de reforestación de instituciones públicas y privadas para disminuir los riesgos de erosión en las zonas con mayor pendiente.

Los suelos son ultisoles, de textura arenosa a franco arenosa, ácidos, ricos en aluminio, bajos en fósforo disponible y con valores altos de MO en el horizonte superficial (Herrera y Cuevas, 2003). La región tiene una marcada estacionalidad, con una época de lluvia de mayo a diciembre; la precipitación total anual es 1100 mm y la temperatura media anual es 19 °C. Es característica la erosión eólica en la época de sequía y la erosión hídrica en la época lluviosa con importantes movimientos en masa en las zonas donde la cobertura de plantas está ausente o es escasa. Sobre los 1500 m de altitud la neblina es un aporte importante de precipitación anual (Herrera y Cuevas, 2003).

Procedimiento de muestreo

En un área de aproximadamente 3 km² se seleccionaron cuatro ecosistemas adyacentes como tratamientos experimentales: sabana secundaria (SS), bosque húmedo (BH), monocultivo de pinos (Pin), y monocultivo de eucaliptos (Eu), ubicados en suelos de ladera, con una pendiente y altitud de aproximadamente 45% y

MATERIALS AND METHODS

Description of the study site

The study was conducted in hillside soils surrounding the Mariposa Reservoir, 8 km from Caracas (10° 24' 41" N; 66° 33' 53" W), Coast Mountain Range in northern Venezuela. The ecosystem of the basin is characterized by humid forests, above 1500 m altitude, with woody species reaching an average of 10 to 15 m in height. The dominant species are *Tetrorchidium rubrivenium*, *Richeria grandis*, *Protium tovarense*, *Erythrina poeppigiana*, *Inga spectabilis*. The secondary savannahs originated by human action (frequent burning for over 60 years, deforestation, tillage, crops) are more and more extensive in the highest and intermediate zones of the surrounding mountains. In savanna ecosystems between 1300 and 1600 m in altitude, the most important species are *Trachypogon plumosus*, *Andropogon* sp, *Melinis minutiflora* and *Panicum* sp. The land has been reforested with *Pinus caribaea* and *Eucalyptus robusta* which are recognized for their competitive advantage in water absorption over the other native species. The cultivation of exotic woody species obeys reforestation plans of public and private institutions to reduce risk of erosion in zones with steep slopes.

The soils are Ultisols, sandy and sandy loam, acidic, aluminum rich, low in available phosphorus, and high OM values in the topsoil (Herrera and Cuevas, 2003). In the region the seasonality is marked, with a rainy season from May to December; total annual precipitation is 1100 mm and the mean annual temperature is 19 °C. Wind erosion is characteristic during the dry season and water erosion during the rainy season with important movement of masses in the zones where plant cover is absent or scarce. Above 1500 m fog is an important contribution to annual precipitation (Herrera and Cuevas, 2003).

Sampling procedure

In an area of approximately 3 km² four adjacent ecosystems were selected as experimental treatments. They were secondary savanna (SS), humid forest (BH), pine monoculture (Pin), and eucalyptus monoculture (Eu) and were located in hillside soils, with a slope and altitude of approximately 45% and 1400 m. In each ecosystem, three plots (20×30 m) were located and were the sites for the soil samples, collected at the beginning of the rainy season (May). In each experimental unit (plot) three composed samples were obtained, each with 10 subsamples taken at random from the 0-10 cm deep layer. The samples were placed in polyethylene bags and stored with a moisture content of 17% at 4 °C, until laboratory analysis.

Physical, chemical and biological soil analysis

A homogenized portion of each composed sample was air dried (approximately 25 °C) and sieved through a 2 mm mesh to analyze pH analysis, CIC, texture, OM chemical and physical fractionation. Total organic C (TOC) was measured using wet-oxidation method,

1400 m. En cada ecosistema se ubicaron tres parcelas (20×30 m), que fueron los sitios para el muestreo del suelo, efectuado al inicio de la estación lluviosa (mayo). En cada unidad experimental (parcela) se obtuvieron tres muestras compuestas, cada una con 10 submuestras tomadas al azar a 0-10 cm de profundidad. Las muestras de suelo se colocaron en bolsas de polietileno y se almacenaron con un contenido de humedad de 17% a 4°C, hasta los análisis en el laboratorio.

Análisis físicos, químicos y biológicos de suelos

Una porción homogeneizada de cada muestra compuesta de suelo fue secada al aire (aproximadamente 25 °C) y pasada por un tamiz de 2 mm, para los análisis de pH, CIC, textura y fraccionamiento químico y físico de la MO. El C orgánico total (Cot) se midió según el método de oxidación húmeda, el N total por el método de Kjeldahl, el pH en una relación agua:suelo 2.5:1, y la CIC por el método de acetato de amonio (Anderson e Ingram, 1993). La distribución de tamaño de partícula y la densidad aparente se determinaron según Pla (1983). Se calculó la densidad aparente del suelo para expresar cada variable química y biológica en término de superficie (Mg ha^{-1} y kg ha^{-1}).

Se usaron 20 g de cada muestra de suelo por triplicado para determinar C y N de la biomasa microbiana (C-BM y N-BM), según el método de fumigación-extracción (Sparling y West, 1988). Las muestras a aproximadamente 50% de capacidad de campo, se fumigaron con cloroformo libre de alcohol (Riedel-Hägen) por 24 h. La biomasa microbiana fue considerada la fracción activa de la MO. La respiración basal (CO_2) se determinó mediante el método de trampas de álcali (Alef, 1995): se pusieron 50 g de triplicados de muestras de suelo en frascos (250 mL) y se midió el CO_2 atrapado después de 24 h de exposición.

Se hizo el fraccionamiento físico de la MO en fracción ligera y pesada, fracción pasiva y lenta de la MO, usando 250 g de muestra de suelo (<2 mm) secada al aire, la cual se separó según la densidad del agua como aquel material que flota en agua que pasa por un tamiz de 2 mm, pero no de 250 μm (Anderson e Ingram, 1993). En las fracciones ligeras y pesadas de la MO se midió el C orgánico total según el método de oxidación húmeda.

El contenido de ácidos húmicos y fúlvicos se determinó mediante una extracción de 10 g de suelo con una solución de NaOH/ $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (Merck) (Schnitzer y Schuppli, 1989). Para separar los ácidos húmicos, fúlvicos y sustancias no húmicas se usó un medio ácido (H_2SO_4 al 50%) para precipitar los ácidos húmicos y una columna de polivinilpirrolidona insoluble (Sigma P6755) para purificar los ácidos fúlvicos de las sustancias no húmicas (Ciavatta y Govi, 1993).

Los agregados estables se determinaron mediante triplicados de muestras secas homogeneizadas pasadas en un tamiz de 4 mm. Tres submuestras de 100 g de estos agregados se tamizaron en húmedo a través de cuatro tamices: 850, 500, 250 y 150 μm . Antes del tamizado en húmedo, las muestras fueron pre-humedecidas por capilaridad hasta saturación y luego sumergidas 2 min en agua en un equipo para tamizado en húmedo. El tiempo de tamizado

total N using Kjeldahl method, pH in a water soil ratio of 2.5:1 and CIC using the ammonium acetate method (Anderson and Ingram, 1993). The distribution of particle size and bulk density was determined following Pla (1983). Soil bulk density was calculated to express every chemical and biological variable in terms of surface area (Mg ha^{-1} and kg ha^{-1}).

Twenty g of each soil sample was used in triplicate to determine C and N of the microbial biomass (MB-C and MB-N), using the fumigation-extraction method (Sparling and West, 1988). The samples, at approximately 50% field capacity, were fumigated with alcohol-free chloroform (Riedel-Hägen) for 24 h. The microbial biomass was considered the active OM fraction. Basal respiration (CO_2) was determined using the alkali trap method (Alef, 1995), in which 50 g of triplicate soil samples were placed in 250 mL flasks, and trapped CO_2 was measured after 24 h of exposure.

Physical fractionation of OM in light and heavy fractions, (passive and slow fractions) was done using 250 g of the air dried soil sample (<2 mm), which was separated according to water density as material which floats in water and passes through a 2 mm mesh, but not through one of 250 μm (Anderson and Ingram, 1993). Total organic C for light and heavy OM fractions was measured using the wet-oxidation method.

Humic and fulvic acid content was determined using an extraction of 10 g of soil with a solution of NaOH/ $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (Merck) (Schnitzer and Schuppli, 1989). To separate humic and fulvic acids and non-humic substances, an acid medium (H_2SO_4 at 50%) was used to precipitate the humic acids, and an insoluble polyvinylpyrrolidone (Sigma P6755) column was used to purify the fulvic acids of the non humic substances (Ciavatta and Govi, 1993).

Stable aggregates were determined using triplicates of homogenized dry samples which were sieved through a 4 mm mesh. Three 100 g subsamples of these aggregates were wet sieved through four meshes: 850, 500, 250 and 150 μm . Before wet-sieving, the samples were pre-wetted by capillarity until saturation and later submerged for 2 min in water in wet-sieving equipment. Sieving time was 5 min, with light and vertical movements, and floating material was discarded during sieving. The percentage of sand in each fraction was corrected using a 10% sodium hexametaphosphate (Merck) solution, and passing them through the same mesh size corresponding to each fraction (Hernández-Hernández and López-Hernández, 2002). The percentage of stable aggregates in each fraction was determined, and the mean weighted diameter (MWD) using the following calculation:

$$\text{MWD} = \sum_{i=1}^n d_i (\varnothing_i) / \sum b_i$$

where d_i is aggregate weight of the size interval i corrected by sand with size i ; \varnothing_i is the mean diameter of the interval size i ; b is the aggregate and sand particle weight of the size interval i (Pla, 1983).

Statistical analysis

To explain the variation in physical and biochemical characteristics of the soils from different ecosystems, to distinguish

fue 5 min, con movimientos ligeros y verticales, descartando el material flotante durante el tamizado. El porcentaje de arenas en cada fracción se corrigió usando una solución de hexametáfosfato de sodio al 10% (Merck), pasándolas por el mismo tamaño de tamices correspondiente a cada fracción (Hernández-Hernández y López-Hernández, 2002). Se determinó el porcentaje de agregados estables en cada fracción, así como el diámetro medio ponderado (DMP) según el cálculo: $DMP = \sum_{i=1}^n d_i (\phi_i) / \sum b_i$, donde d_i es el peso de los agregados del intervalo de tamaño i corregidos por las arenas del tamaño i ; ϕ_i es el diámetro medio del intervalo de tamaño i ; b es el peso de los agregados y partículas de arenas del intervalo de tamaño i (Pla, 1983).

Análisis estadístico

Para explicar la variación de las características bioquímicas y físicas de los suelos en los diferentes ecosistemas, distinguir los sitios según estas variables y determinar posibles indicadores de estas diferencias que definen la calidad de los suelos de los ecosistemas, se hizo un análisis de componentes principales (ACP) y de correlaciones con el coeficiente de Pearson ($p \leq 0.05$). Los datos fueron estandarizados y el ACP se generó usando el programa MVSP versión 3.0. El diseño experimental fue completamente al azar; se usó el A de V de una vía y las medias entre los suelos de los cuatro ecosistemas se compararon con la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Cuando no se alcanzaron los supuestos de una distribución normal de homogeneidad de varianza, se usó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p \leq 0.05$). Los análisis estadísticos se hicieron con la versión SPSS 10.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características físicas y químicas

La textura de los suelos es franco arenosa, con un pH de 4.9 a 5.7 y el valor más bajo correspondió al suelo con eucalipto (Eu). La CIC varió de 3.2 a 7.4 $\text{cmol}^{(+)} \text{kg}^{-1}$, la MO de 0.6 a 5.1% y el N total de 0.1 a 0.3% (Cuadro 1). Por tanto, la fertilidad del

the sites according to these variables, and to determine possible indicators of these differences, which define ecosystem soil quality, a principal components analysis (PCA) and correlations with Pearson's coefficient ($p \leq 0.05$) were done. The data was standardized and the PCA was generated using MVSP software version 3.0. The experimental design was completely randomized; a one-way analysis of variance was used and means of the soils of the four ecosystems were compared with Tukey test ($p \leq 0.05$). When assumptions of a normal distribution of variance homogeneity were not reached, the Kruskal-Wallis ($p \leq 0.05$) non-parametric test was used. Statistical analyses were done with SPSS version 10.0.

RESULTS AND DISCUSSION

Physical and chemical characteristics

Soil texture is sandy loam with a pH of 4.9 to 5.7, and the lowest value corresponded to the soil with eucalyptus (Eu). CIC varied from 3.2 to 7.4 $\text{cmol}^{(+)} \text{kg}^{-1}$, the OM from 0.6 to 5.1% and total N from 0.1 to 0.3% (Table 1). Therefore, soil fertility is low in the four ecosystems. In general, the soil with pine (Pin) had very low values, while the soil from humid forest had higher values.

This indicates that the chemical quality of the soil within the top 10 cm is better under the forest ecosystem due to a higher organic input both above and below the soil surface, because of a greater diversity of plant species, whose quality and quantity of litter and roots strongly contribute to the biogeochemical cycles. According to Tremount and Cuevas (2006), in mature forests close to the study zone, the richness of woody species is 37 species per 0.1 ha^{-1} . Nevertheless, soil under the humid forest of the present study had a lower OM content and a less acidic pH than hillside soils of mature forests and secondary savannas located at higher altitudes. This is possibly related to the intrinsic spatial variability with denser forests and higher humidity year round,

Cuadro 1. Características físicas y químicas del suelo de ladera en los cuatro ecosistemas que rodean el embalse La Mariposa, Venezuela.

Table 1. Physical and chemical characteristics of hillside soils in four ecosystems surrounding the Mariposa reservoir, Venezuela.

Características	Sabana secundaria (SS)	Bosque húmedo (BH)	Pinos (Pin)	Eucaliptos (Eu)
Textura	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco arenoso
Arena (%)	67	71	69	79
Arcilla (%)	9	7	5	5
Limo (%)	24	22	26	16
pH (1:2.5)	5.23	5.71	5.35	4.92
CIC ($\text{cmol}^{(+)} \text{kg}^{-1}$)	4.4	7.2	3.4	3.2
M.O.S (g kg^{-1})	1.5	5.1	0.6	2.0
Cot (%)	0.8	3.0	0.4	1.2
N total (%)	0.11	0.27	0.08	0.12
C/N	7.3	11.1	5.0	10.0

suelo en los cuatro ecosistemas es baja. En general, el suelo con pino (Pin) presentó los valores más bajos, mientras que el suelo del bosque (BH) tuvo los valores más altos.

Esto indica que la calidad química del suelo en los primeros 10 cm de profundidad es mejor en el ecosistema del bosque debido a una mayor entrada orgánica sobre y debajo la superficie del suelo, al haber una mayor diversidad de especies de plantas, cuya cantidad y calidad de hojarasca y raíces contribuyen fuertemente a los ciclos biogeoquímicos. Según Tremont y Cuevas (2006), en bosques maduros próximos a la zona de estudio, la riqueza de especies arbóreas es 37 especies 0.1 ha^{-1} . No obstante, el suelo del bosque húmedo del presente estudio tuvo un menor contenido de MO y un pH menos ácido que los suelos de ladera de bosques maduros y sabanas secundarias ubicados a una mayor altitud, posiblemente relacionado con la intrínseca variabilidad espacial, con un bosque más denso y con una mayor humedad todo el año, incluyendo la sabana secundaria, por la presencia de neblina.

Calidad del suelo

Se hizo un análisis de componentes principales y se usó el método de representación gráfica de la matriz de datos de Gabriel (1971), para mostrar si las variables bioquímicas y físicas evaluadas permiten explicar las diferencias en la calidad de los suelos de los ecosistemas estudiados de la cuenca del embalse la Mariposa, y encontrar indicadores que den información de los cambios sin necesidad de determinar un mayor número de variables que complican y encarecen los monitoreos de los ecosistemas en el área (Figura 1). Un 60.24% de la varianza de los datos pudo ser explicada por los dos primeros componentes. A lo largo del eje uno, las muestras del suelo Pin y el resto de los suelos se separaron adecuadamente. Con este análisis se distinguió claramente tres patrones de calidad del suelo: el suelo Pin tuvo la peor calidad por sus valores más bajos en muchas de las variables, los suelos SS y Eu con calidad intermedia y el suelo BH con la mejor calidad, al tener los más altos valores. El Cot, el C asociado a las fracciones pesada (C-FP) y ligera (C-FL), fracciones pasiva y lenta de la MO, la fracción ligera (FL) de la MO, así como el N de la biomasa microbiana (N-BM) y el CO_2 , aumentaron en la dirección del bosque húmedo. El C de la biomasa microbiana (C-BM), fracción activa de la MO, los agregados $> 850 \mu\text{m}$ y el DMP aumentaron hacia los suelos SS, Eu y BH, mientras que la fracción de agregados $< 150 \mu\text{m}$ lo hizo hacia el suelo Pin.

El C y N de la biomasa microbiana, Cot y el C-FP tuvieron una correlación significativa ($p \leq 0.05$) con el

including secondary savanna, because of the presence of fog.

Soil quality

A principal components analysis was done and the Gabriel (1971) data-matrix graphic representation method was used to show whether the biochemical and physical variables evaluated can explain the differences in soil quality among the studied ecosystems of the Mariposa Reservoir basin, and to find indicators which give information on the changes without the necessity of determining a greater number of variables which make monitoring the ecosystems in the area (Figure 1) more complicated and costly. A total of 60.24% of the data variance could be explained by the first two components. Along axis one, Pin soil samples were adequately separated from the other soil samples. With this analysis three soil quality patterns were clearly distinguished: Pin soils had the poorest quality revealed by the lowest values in many of the variables; SS and Eu soils had intermediate quality and BH soils had the highest quality because they showed the highest values. TOC, C associated with the heavy (HF-C) and light (LF-C) fractions, passive and slow OM fractions, light OM fractions (LF), as well as N from microbial biomass (MB-N) and CO_2 , all increased in the direction of humid forest. C from microbial biomass (MB-C), active OM fraction, aggregates $> 850 \mu\text{m}$ and MWD increased towards SS, Eu and BH soils, while aggregate fractions $< 150 \mu\text{m}$ increased towards Pin soils.

C and N from microbial biomass, TOC and HF-C correlated significantly ($p \leq 0.05$) with MWD ($R=0.89; 0.83; 0.85; 0.78$) and with stable aggregate percentage $> 850 \mu\text{m}$ ($R=0.78; 0.72; 0.70; 0.69$). These correlations are well represented in soils from the BH and SS, and to a lesser extent in Eu soils. In contrast, aggregates $< 150 \mu\text{m}$ is the most important variable in soil from Pin. This characteristic correlates negatively ($R=-0.81; -0.71; -0.75; -0.67$) with the biochemical characteristics MB-C, MB-N, C, HF-C, with MWD (-0.96) and with the fraction with largest aggregate size, $< 850 \mu\text{m}$, (-0.98). These physical and biochemical variables are cheaper, easier to calculate, and can be good indicators of positive or negative changes in soil quality.

Total organic carbon and active organic fractions

The changes in vegetation clearly affected biochemical variables, which can be used as soil quality indicators. Significant changes in both TOC

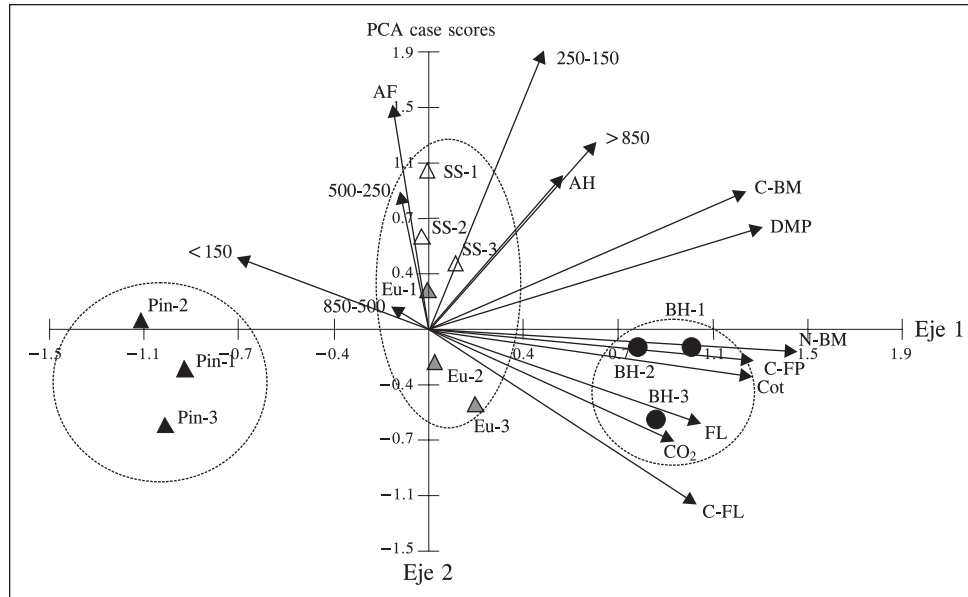


Figura 1. Análisis de componentes principales para variables bioquímicas y físicas en cuatro ecosistemas de suelos de ladera del embalse La Mariposa.

Figure 1. Principal component analysis for biochemical and physical variables of hillside soils of four ecosystems of the Mariposa Reservoir.

DMP ($R=0.89$; 0.83 ; 0.85 ; 0.78) y con el porcentaje de agregados estables $> 850 \mu\text{m}$ ($R=0.78$; 0.72 ; 0.70 ; 0.69). Estas correlaciones están bien representadas en los suelos del BH y de la SS y en menor proporción en el suelo de Eu. Por el contrario, los agregados $< 150 \mu\text{m}$ es la variable más importante en el suelo de Pin. Dicha característica está correlacionada negativamente ($R=-0.81$; -0.71 ; -0.75 ; -0.67) con las características bioquímicas C-BM, N-BM, Cot y C-FP, con el DMP (-0.96) y con la fracción de mayor tamaño de agregados, $> 850 \mu\text{m}$, (-0.98). Estas variables físicas y bioquímicas mencionadas son menos costosas, más fáciles de determinar, y pueden ser buenos indicadores de cambios positivos o negativos de la calidad del suelo.

Carbono orgánico total y fracciones orgánicas activas

Los cambios en la vegetación influenciaron claramente las variables bioquímicas que pueden ser usadas como indicadores de calidad de suelo. Se observaron cambios significativos tanto en el Cot como en su fracción activa, la biomasa microbiana (Cuadro 2). El Cot disminuyó 55 a 85% cuando la vegetación del bosque húmedo es remplazada por especies como plantaciones de eucaliptos y pinos. El contenido más bajo de reservas de Cot se encontró en el suelo Pin, seguido por SS y de Eu. Esta tendencia es contraria a la reportada por Nsabimana *et al.* (2004) en suelos

and as its active fraction, microbial biomass (Table 2), were observed. TOC decreased between 55 and 85% when humid forest vegetation is replaced by plantations of species such as eucalyptus and pine. The lowest TOC reserve content was found in Pin soil, followed by SS and Eu. This trend is contrary to the findings of Nsabimana *et al.* (2004) in temperate soils, where C reserves were higher in pine forest compared to reserves found in eucalyptus or prairie. The decrease in C reserve in the top 10 cm with the introduction of these rapidly growing woody species is in agreement with the findings of Boulet and Bernhard-Reversat, (2001), on the negative impact that these species can have on OM levels, principally attributed to the management of timber harvest and soil preparation. The same occurred with herbaceous plants from SS where the vegetative material has less fiber content and residual contribution which tends to remain more as standing dead matter and with less contact with the soil. Both pine and eucalyptus tend to produce more leaf litter biomass. According to Zinn *et al.* (2002), pine forests in tropical soils, especially *P. caribaea*, accumulate around five times more leaf litter than eucalyptus trees. However, the slow decomposition of organic matter contributed by pines due to their contents of hydrophobic compounds and chemical inhibitors causes the absence of soil fauna necessary for decomposition (Virzo de Santo *et al.*, 1993). In this sense, Herrera and Cuevas (2003) found in a vegetation mosaic of successional stages,

Cuadro 2. C orgánico total (Cot), biomasa microbiana (fracción activa de la MO) y producción de CO₂ en el suelo de ladera de los cuatro ecosistemas que rodean el embalse La Mariposa, Venezuela.**Table 2. Total organic carbon (TOC), microbial biomass (active OM fraction) and CO₂ production in hillside soil of four ecosystems surrounding the Mariposa Reservoir, Venezuela.**

Ecosistema	Cot (Mg ha ⁻¹)	Fr. activa MO (kg ha ⁻¹)		CO ₂ (kg ha ⁻¹)	Relaciones		
		C-BM [†]	N-BM [‡]		C-BM/N-BM	C-BM/C [§]	qCO ₂ ^p
Sabana (SS)	4.3 bc	128.5 a	22.9 b	30.0 bc	5.6 b	2.8 b	3.9 b
Bosque (BH)	11.8 a	124.0 a	42.0 a	61.3 ab	3.0 b	1.0 b	1.9 b
Pinos (Pin)	2.3 c	73.4 b	2.5 c	17.7 c	31.0 a	4.1 a	5.8 a
Eucaliptos (Eu)	5.4 b	113.7 a	22.9 b	77.1a	5.1 b	2.1 b	1.3 b

[†]C-BM = carbono de la biomasa microbiana; [‡]N-BM = nitrógeno de la biomasa microbiana; [§]C-BM/C = porcentaje de C de la biomasa microbiana con relación al Cot; ^pqCO₂ = coeficiente metabólico; qCO₂ = CO₂/C-BM. Valores con distinta letra en una columna son significativamente diferentes (p≤0.05).

templados, donde las reservas de C fueron más altas en el bosque de pino comparadas con las de eucaliptos o las de la pradera. La disminución de la reserva de C en los primeros 10 cm de profundidad con la introducción de estas especies arbóreas de rápido crecimiento, está de acuerdo con lo señalado por Bouillet y Bernhard-Reversat (2001), sobre el impacto negativo que pueden tener dichas especies en los niveles de MO, principalmente atribuido al manejo de tala y preparación del suelo. Lo mismo sucede con las plantas herbáceas de las SS donde el material vegetal tiene menor contenido de fibra y aporte de residuos que tienden a permanecer más como material muerto en pie con y un menor contacto con el suelo. Tanto el pino como el eucalipto tienden a producir mayor biomasa de hojarasca. Según Zinn *et al.* (2002), los pinares en suelos tropicales, especialmente *P. caribaea*, acumulan alrededor de cinco veces más hojarasca que los árboles de eucalipto. Sin embargo, la descomposición lenta del material orgánico aportado por los pinos debido a su contenido de compuestos hidrofóbicos e inhibidores químicos, provoca la ausencia de edafofauna necesaria para la descomposición (Virzo de Santo *et al.*, 1993). En este sentido, Herrera y Cuevas (2003) encontraron en un mosaico de vegetación de estadios sucesionales, en suelos cercanos a la zona de estudio, una relación positiva entre la complejidad de la vegetación, con la riqueza y abundancia de organismos del suelo, cuantificando la mayor riqueza en los bosques maduro y secundario, en comparación con la sabana secundaria.

En C y N de la biomasa microbiana (C-BM y N-BM) hubo cambios significativos (p≤0.05) entre tratamientos (Cuadro 2). El C-BM en el suelo Pin (73.4 kg ha⁻¹) fue el más bajo con respecto al suelo de los otros ecosistemas, entre los cuales no hubo diferencias significativas. Hubo una mayor sensibilidad con el N-BM debido a diferencias más marcadas entre los suelos, donde Pin tuvo el valor más bajo (2.5 kg

in soils close to the study zone, a positive relationship between the vegetation complexity and the richness and abundance of soil organisms, quantifying the greater richness in mature and secondary forests, as compared to secondary savannas.

For C and N from microbial biomass, (MB-C and MB-N) there were significant changes (p≤0.05) among the treatments (Table 2). MB-C in Pin soils (73.4 kg ha⁻¹) was the lowest compared to that in soils from the other ecosystems, among which there were no significant differences. There was greater sensitivity with MB-N due to more marked differences among soils, where Pin had the lowest value (2.5 kg ha⁻¹) and BH had the highest (42.0 kg ha⁻¹). These values are comparable with the values from other tropical soils, but they are lower than the values reported by Tremont and Cuevas (2006) in mature and secondary cloud forest soils from a zone near the present study area, as well as those of Nsabimana *et al.* (2004) and O'Brien *et al.* (2003) in pine and eucalyptus forest in temperate soils, and Luizao *et al.* (1992) in Amazon forest soils. The low values of C in the present study could explain the low contents of microbial C and N (Table 2).

The microbial production of CO₂ (basal respiration) significantly decreased when pine was introduced as a monoculture, but when eucalyptus was used in reforestation, the soil did not show any changes in microbial activity (CO₂) compared with BH soils. Some significant changes were observed in the microbial coefficient such as the ratio MB-C/MB-N and the metabolic coefficient (qCO₂), calculated as CO₂ production per unit of microbial biomass. In both indices the Pin soil had values (p≤0.05) significantly different from other soils. This soil produced the highest MB-C/MB-N ratio and qCO₂ (Table 2), indicating a change in the microbial biomass structure and how it functions with the introduction of pine monoculture. The highest values for metabolic indices are related

ha⁻¹) y BH el más alto (42.0 kg ha⁻¹). Estos valores son comparables con los de otros suelos tropicales, pero son más bajos que los reportados por Tremont y Cuevas (2006) en suelos de bosque nublado maduro y secundario de una zona cercana a la del presente estudio, así como los de Nsabimana *et al.* (2004) y O'Brien *et al.* (2003) en bosques de eucaliptos y pinos en suelos templados, y Luizao *et al.* (1992) en suelos de bosques del Amazonas. Los bajos valores de C en el presente estudio pudieran explicar los menores contenidos de C y N microbianos (Cuadro 2).

La producción microbiana de CO₂ (respiración basal) disminuyó significativamente cuando el pino se introdujo como monocultivo, pero cuando el eucalipto fue usado en la reforestación, el suelo no mostró cambios en la actividad microbiana (CO₂) con relación al suelo BH. Algunos cambios significativos se observaron en los coeficientes microbianos como la relación C-BM/N-BM y el coeficiente metabólico (qCO₂), calculado como la producción de CO₂ por unidad de biomasa microbiana. En ambos índices el suelo Pin tuvo valores significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) de los otros suelos. Este suelo produjo la más alta relación C-BM/N-BM y qCO₂ (Cuadro 2), indicando un cambio en la estructura de la biomasa microbiana y su funcionamiento con la introducción del pino como monocultivo. Valores más altos de los índices metabólicos están relacionados con mayores condiciones de estrés o ecosistemas no maduros. Los organismos serían menos eficientes en la síntesis microbiana, al mineralizarse más C como CO₂ por unidad de biomasa microbiana producida. Sin embargo, entre los cuatro ecosistemas evaluados, el porcentaje de C orgánico total más alto como biomasa microbiana se encuentra en el suelo Pin: cuatro veces más que en el suelo BH (4.1 vs 1.0) (Cuadro 2). Estos resultados son similares a los reportados por Nsabimana *et al.* (2004) comparando suelos de pinos y eucaliptos en regiones templadas.

Las diferencias entre calidad de la hojarasca en los suelos podrían producir cambios en la biota del suelo y sus actividades. El pino afectó la estructura de la biomasa microbiana, aunque la respiración basal fue la más baja, indicando un posible efecto negativo en la descomposición de los residuos. Los valores más altos en la relación C-BM/N-BM y qCO₂, encontrados en el suelo Pin, pueden reflejar una mayor proporción relativa de hongos en la biomasa microbiana, como lo señalaron Jenkinson y Ladd (1981), así como una alteración en los requerimientos energéticos de los microorganismos. Esta población microbiana tendría un mayor consumo energético por unidad de N incorporado, estimulado por las bajas relaciones C/N en estos suelos que llevarían a un déficit de

with more severe conditions of stress or immature ecosystems. The organisms would be less efficient in the microbial synthesis, when mineralizing more C as CO₂ per unit of microbial biomass produced. However, among the four evaluated ecosystems, the higher percentage of total organic C as microbial biomass was found in Pin soils: four times higher than BH soils (4.1 vs 1.0) (Table 2). These results are similar to the findings of Nsabimana *et al.* (2004) comparing pine and eucalyptus soils in temperate regions.

The differences among quality of leaf litter in soils could produce changes in soil biota and its activity. Pine affected the microbial biomass structure although basal respiration was the lowest, indicating a possible negative effect on residue decomposition. The highest values in the MB-C/MB-N ratio and qCO₂, found in Pin soils may reflect a greater relative proportion of fungi in the microbial biomass, as indicated by Jenkinson and Ladd (1981), as well as alteration in the energetic requirements of microorganisms. This microbial population would have a higher consumption per unit of incorporated N, stimulated by low C/N ratios in these soils, which would lead to an energy supply deficit (Table 1), as well as by the low soil N contents, which would maintain these communities of microorganisms in limited N conditions and, therefore, show low values of MB-N (Table 2). Pine leaf litter may be a lower quality resource for soil micro fauna and flora, which can greatly influence change in the structure of soil microbial community. In this sense, Rayner (1994) indicated that fungi are faster and more diffuse in exploring low quality resources than other microbial groups.

Microbial respiration in soil with eucalyptus was as high as that in humid forest, which suggests that the organic residues contributed by eucalyptus may have a higher rate of microbial decomposition than Pin soils. This is possibly attributed to the relatively lower lignin content and soluble polyphenols in eucalyptus, as indicated by Corbeels *et al.* (2003). According to Nsabimana *et al.* (2004), pine leaf litter contains more phenolic compounds, which decrease catabolic diversity of the microbial community, than eucalyptus leaf litter. Therefore, pine has a less resilience function in response to environmental stress.

Differences in leaf litter quantity, particulate material from leaf litter and fine twigs, contributed by different woody species (Tremont and Cuevas, 2006), were found in the forests close to the study zone. This diversity in quantity, type and organic residue size favors the diversity of soil fauna and the disintegrating activity of the microorganisms, in spite of the fact that leaves from trees from mature forests are more lignified and with higher cellulose content than wooded

oferta energética (Cuadro 1), así como por los bajos contenidos de N en el suelo que mantendría a estas comunidades de microorganismos en condiciones limitantes de N y, por tanto, mostrar valores bajos de N-BM (Cuadro 2). La hojarasca de pino podría ser de menor calidad como fuente de recurso para la fauna y la microflora del suelo, lo cual puede incidir en un gran cambio en la estructura de la comunidad microbiana del suelo. En ese sentido, Rayner (1994) señaló una exploración más rápida y difusa de las hifas sobre recursos de baja calidad, que la de otros grupos microbianos.

La respiración microbiana en suelos con eucaliptos fue tan alta como la del bosque húmedo, lo que sugiere que los residuos orgánicos aportados por los eucaliptos podrían tener una tasa de descomposición microbiana mayor que la del suelo Pin, atribuida posiblemente a un menor contenido relativo de lignina y polifenoles solubles en los eucaliptos, como lo señalaron Corbeels *et al.* (2003). Según Nsabimana *et al.* (2004), la hojarasca de pino contiene más compuestos fenólicos que disminuyen la diversidad catabólica de la comunidad microbiana, en comparación con la del eucalipto. Por tanto, el pino tiene una menor función de resiliencia en respuesta al estrés ambiental.

En bosques cercanos a la zona de estudio hay diferencias en la cantidad de hojarasca, su material particulado y ramas finas, aportadas por distintas especies arbóreas (Tremont y Cuevas, 2006). Esta diversidad en cantidad, tipos y tamaños de residuos orgánicos favorece la diversidad de la edafofauna y la actividad desintegradora de los microorganismos, a pesar de que las hojas de árboles de bosques maduros están más lignificadas y con mayor contenido de celulosa que las de ecosistemas boscosos en estadios sucesionales tempranos (Herrera y Cuevas, 2003). La mayor abundancia y diversidad de recursos pudieron promover la mayor biomasa microbiana en los suelos del bosque húmedo evaluado.

ecosystems in early successional stages (Herrera and Cuevas, 2003). The greater abundance and diversity of resources was able to promote more microbial biomass in soils of the humid forest evaluated.

Passive and slow OM fractions

By separating OM into slow and passive fractions of (Table 3), the light fraction (LF) of the slow OM fraction, decreased significantly ($p \leq 0.05$) with Pin (83%), while there were no significant differences between EU and BH ecosystems. However, the LF contribution in C of the OM light fraction (LF-C) was higher ($p \leq 0.05$) in BH, while SS had the lowest value (0.7 mg ha^{-1}). If the heavy fraction C (HF-C) is considered, it can be observed that $\text{BH} > \text{Eu} \geq \text{SS} > \text{Pin}$. These fractions were obtained in function of organic particle size and density taking 1 g cm^{-3} water as reference (Anderson and Ingram, 1993). The organic particles with density lower than 1 and size greater than $250 \mu\text{m}$ are considered potentially mineralizable and their C compounds easily degradable. However, quantity, quality and ease of transformation largely depend on the quality of the organic residues.

The pine plantations produced only 0.5 Mg ha^{-1} LF compared with eucalyptus plantations (3.8 Mg ha^{-1}). The contribution of C to soil followed the same pattern, and for this reason it is assumed the plant material from the pines (needles and small roots) undergo a slow disintegration process and the resulting organic matter is biochemically more difficult to transform. Also, the C associated with mineral fractions of soil, (HF-C) is lower in Pin, which is reflected in a lower C reserve in the ecosystem.

The physical comminution of soil organic residues, that produces a finer fractioned material which is more susceptible to microbial attack, depends largely on soil fauna activity and the micro climate. The greater richness and abundance of fauna in soils of the region, found by Herrera and Cuevas (2003) in mature

Cuadro 3. Fracciones de MO lentas y pasivas (Mg ha^{-1}) en los suelos de ladera de los ecosistemas que rodean el embalse La Mariposa, Venezuela.

Table 3. Slow and passive OM fractions (Mg ha^{-1}) in hillside soils of ecosystems surrounding the Mariposa Reservoir, Venezuela.

Ecosistema	Fracción de MO lenta		Fracción de MO pasiva			Relaciones
	FL [§]	C-FL ^p	C-FP ^o	AH [†]	AF [¶]	AH/AF
Sabana (SS)	1.2 bc	0.7 c	3.7 b	2.5 a	1.3 a	2.4 b
Bosque (BH)	2.9 ab	3.9 a	7.9 a	3.2 a	0.7 a	5.0 a
Pinos (Pin)	0.5 c	1.2 bc	1.1 c	1.8 a	0.8 a	2.3 b
Eucaliptos (Eu)	3.8 a	2.3 b	4.0 b	2.4 a	0.6 a	3.7 b

[†]AH = ácido húmico; [¶]AF = ácido fúlvico; [§]FL = fracción ligera de MO; ^pC-FL = carbono de la fracción ligera de la MO; ^oC-FP = carbono de la fracción pesada de la MO. Valores con distinta letra en una columna son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Fraciones de MO pasivas y lentas

Al separar la MO en sus fracciones lentas y pasivas (Cuadro 3), la fracción ligera (FL) de la fracción de MO lenta disminuyó significativamente ($p \leq 0.05$) con Pin (83%), mientras que no hubo diferencias significativas entre ecosistemas Eu y BH. Sin embargo, la contribución de la FL en el C de la fracción ligera de MO del suelo (C-FL) fue superior ($p \leq 0.05$) en BH, mientras que SS tuvo el valor más bajo (0.7 Mg ha^{-1}). Si se considera el C de la fracción pesada (C-FP), se observa que $\text{BH} > \text{Eu} \geq \text{SS} > \text{Pin}$. Estas fracciones se obtuvieron en función del tamaño de partícula orgánica y su densidad tomando como referencia la del agua 1 g cm^{-3} (Anderson e Ingram, 1993). Las partículas orgánicas con densidad menor que 1 y tamaño mayores de $250 \mu\text{m}$, son consideradas potencialmente mineralizables y sus compuestos de C fácilmente degradables; sin embargo, su cantidad, calidad y facilidad de transformación depende en buena medida de la calidad de los residuos orgánicos.

Las plantaciones de pinos sólo produjeron 0.5 Mg ha^{-1} de FL comparado con la de eucaliptos (3.8 Mg ha^{-1}). El aporte de C al suelo siguió el mismo patrón, por ello se supone que el material vegetal de los pinos (acículas y raicillas) sufre un proceso lento de desintegración y el material orgánico resultante es de más difícil transformación bioquímica. También el C asociado a las fracciones minerales del suelo (C-FP) es menor en Pin, lo cual se refleja en la menor reserva de C en ese ecosistema.

El desmenuzamiento físico de los residuos orgánicos del suelo, que produce un material fraccionado más fino y más susceptible al ataque microbiano, depende en buena medida de la actividad de la edafofauna y del microclima. La mayor riqueza y abundancia de la fauna en los suelos de la región, encontradas por Herrera y Cuevas (2003) en los bosques maduros de la zona, puede favorecer el mayor aporte de material fraccionado orgánico como la FL en los suelos BH y Eu. Según los mismos autores, las SS mostraban una menor abundancia de edafofauna y ello explicaría los valores bajos de FL en dicho suelo. En el suelo Pin, las características propias de la hojarasca, principalmente conformadas por acículas, no favorecen la actividad de la edafofauna y en consecuencia su desmenuzamiento y aporte de la FL.

El fraccionamiento químico de la MO en ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) no permitió detectar cambios significativos en estas fracciones entre los suelos estudiados (Cuadro 3). Pero la relación AH/AF fue superior en el suelo BH que en los otros suelos, y en todos los casos los AH fueron más altos que los AF. En ese sentido se puede inferir que no se han

forests of the zone, can favor a larger contribution of fractioned organic matter such as LF in BH and Eu soils. According to the same authors, the SS showed a lower abundance of soil fauna, explaining the low LF values found in this soil. In the Pin soil, the natural characteristics of the leaf litter, made up principally of needles, do not favor soil fauna activity, and in consequence, litter comminution and contribution to LF.

The chemical fractioning of OM in humic (HA) and fulvic (FA) acidic soils did not permit detection of significant changes in these fractions among the studied soils (Table 3). But the HA/FA ratio was higher in the BH soil than in the other soils, and in all the cases HA values were higher than those of FA. In this sense, it could be inferred that even though changes were not produced in the more stable organic fractions associated with minerals when land use changed, a decreasing trend was observed in the proportion of HA relative to FA.

Distribution of stable aggregates and mean weighted diameter (MWD)

The change in land use affected distribution of water stable aggregates (Table 4) and the largest change was observed in the aggregate fractions > 850 and $< 150 \mu\text{m}$. Except for $250\text{-}150 \mu\text{m}$ aggregate fractions, the aggregates of other sizes were not significantly different.

The higher percentage of aggregates ($p \leq 0.05$) of the $> 850 \mu\text{m}$ fraction was found in BH and SS. The Pin soil showed significantly lower percentages ($p \leq 0.05$) of aggregates in the $> 850 \mu\text{m}$ fraction and, reciprocally, the highest percentage (85%) of the smallest fractions ($< 150 \mu\text{m}$). This behavior is reflected in the MWD values, where the Pin soil showed the lowest stability while the BH and SS showed the highest. It is important to point out that the methodology used to separate stable aggregates implicated a relatively soft breaking force since the aggregates were slowly pre-wetted by capillarity using filter paper before submerging them for 2 min in water and sieving them for 5 min. This would explain that very fragile soils like these, in contrast, had a MWD close to one, which could lead to the conclusion that they are stable. Nevertheless, the relative comparison among the soils (Table 4) showed a significant reduction of MWD in the Pin soil, followed by the Eu soil, both reforested.

The changes in the distribution of stable aggregates, because of different soil management, could have been produced by a significant decrease in the total organic C reserves (55 and 85%) following

producido cambios en las fracciones orgánicas más estables asociadas a los minerales con el cambio de uso de la tierra, pero se observa una tendencia a disminuir la proporción de AH con respecto a los AF.

Distribución de agregados estables y diámetro medio ponderado (DMP)

El cambio de uso de la tierra influyó la distribución de agregados estables al agua (Cuadro 4) y los mayores cambios ocurrieron en las fracciones de agregados >850 y $<150 \mu\text{m}$. Excepto en las fracciones de agregados de $250\text{-}150 \mu\text{m}$, los agregados de los otros tamaños no presentaron diferencias significativas.

El mayor porcentaje de agregados ($p \leq 0.05$) de la fracción $>850 \mu\text{m}$ se encontró en BH y SS. El suelo Pin mostró los valores significativamente ($p \leq 0.05$) más bajos de porcentaje de agregados en la fracción $>850 \mu\text{m}$ y recíprocamente el mayor porcentaje (85%) en el tamaño de las fracciones más pequeñas ($<150 \mu\text{m}$). Este comportamiento se refleja en los valores DMP, donde el suelo Pin mostró la estabilidad más baja y los suelos BH y SS, las más altas. Es importante destacar que la metodología usada en la separación de agregados estables implicó una fuerza de rompimiento relativamente suave, puesto que los agregados fueron prehumedecidos lentamente por capilaridad usando un papel filtro, antes de sumergirlos 2 min en agua y tamizarlos por 5 min. Esto explicaría que estos suelos, con una alta fragilidad, tuvieran contrariamente un DMP cercano a uno, lo cual pudiera llevar a concluir que son estables. No obstante, la comparación relativa entre los suelos (Cuadro 4) muestra una reducción significativa de DMP en el suelo Pin seguido del suelo Eu, ambos reforestados.

Los cambios en la distribución de agregados estables, por el manejo distinto en estos suelos, podrían ser producidos por la disminución significativa en los reservorios de C orgánico total (55 y 85%) siguiendo la reforestación con eucaliptos y pinos. Las fracciones orgánicas que pueden contribuir en estos resultados

reforestación with eucalyptus and pine. The organic fractions that can contribute to these results would be the microbial biomass, the light and heavy fractions in the Pin soil, and only the heavy fraction in the Eu soil. When natural succession occurs and the forest is replaced by secondary savanna, the soil maintains an aggregate stability similar to that of the previous forest, possibly due to temporary binding agents such as the abundant mass of fine roots characteristic of herbaceous vegetation in the early successional stages. In ecosystems with pine plantations older than 30 years, there tends to be more thick roots which provide better mechanical support and fewer fine roots in the topsoil (John *et al.*, 2002).

CONCLUSIONS

The results confirm that there was a good correspondence between biochemical and physical characteristics. The selected variables reflected changes in soil quality caused by type of applied management, especially those related to the processes of biological transformation, which influence structural stability and nutritional state. The stable aggregates with diameters of $<150 \mu\text{m}$ or $>850 \mu\text{m}$ are simple indicators that give integrated information on this transformation. Therefore, introducing pines has been less favorable than introducing eucalyptus, since the former has had negative effects on soil stability due to a severe reduction in the organic fractions related to soil quality. Secondary savanna, a consequence of a natural succession process after deforestation, has produced better soil quality conditions than monoculture pine and eucalyptus, especially in improving soil stability. This is an aspect that could be considered in management plans for this area. Differences in quality, quantity, and distribution of leaf litter of the plant community of each ecosystem can affect all these changes, reflected in the functioning of the microbial community and potentially mineralizable organic fractions. In consequence, it may be viable to allow

Cuadro 4. Distribución de agregados estables y diámetro medio ponderado (DMP) en suelos de ladera de los ecosistemas que rodean el embalse La Mariposa, Venezuela.

Table 4. Distribution of stable aggregates and mean adjusted diameter (DWP) in hillside soils of ecosystems surrounding the Mariposa Reservoir, Venezuela.

Ecosistema	$>850 \mu\text{m}$	$850\text{-}500 \mu\text{m}$	$500\text{-}250 \mu\text{m}$	$250\text{-}150 \mu\text{m}$	$<150 \mu\text{m}$	DMP [†] mm
	%					
Sabana (SS)	55.2 b	0.5 a	1.2 a	5.7 a	37.4 b	1.0 a
Bosque (BH)	67.9 a	1.0 a	0.3 a	3.2 b	27.6 b	1.1 a
Pinos (Pin)	13.6 c	0.8 a	0.4 a	—	85.2 a	0.2 c
Eucaliptos (Eu)	40.0 ab	0.5 a	1.2 a	2.2 b	56.3 ab	0.6 b

[†]DMP = diámetro medio ponderado. Valores con distinta letra en una columna son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

serían la biomasa microbiana, las fracciones ligeras y pesadas en el suelo Pin, y sólo la fracción pesada en el suelo Eu. Cuando ocurre el proceso de sucesión natural y el bosque es sustituido por una sabana secundaria, el suelo mantiene una estabilidad de agregados similar a la que tenía con el bosque, posiblemente debido a agentes de unión temporal como la abundante masa de raíces finas propia de la vegetación herbácea en los estados sucesionales tempranos. En ecosistemas con plantaciones de pinos con más de 30 años de edad, tiende a haber más raíces gruesas que proveen mejores soportes mecánicos y menos raíces finas en la superficie (John *et al.*, 2002).

CONCLUSIONES

Los resultados confirman que hubo una buena correspondencia entre las características bioquímicas y físicas de los suelos. Las variables seleccionadas reflejaron los cambios en la calidad del suelo por el tipo de manejo aplicado, especialmente aquellas relacionadas con los procesos de transformación biológica que influyen en la estabilidad estructural y su estado nutricional. Los agregados estables con diámetro $< 150 \mu\text{m}$ ó $> 850 \mu\text{m}$ son indicadores sencillos que dan información integrada de dicha transformación. Por tanto, la introducción de pinos ha sido menos favorable que la de eucaliptos, puesto que ha producido un efecto negativo en la estabilidad del suelo, debido a una fuerte disminución en las fracciones orgánicas relacionadas con la calidad del suelo. La sabana secundaria, como consecuencia de un proceso de sucesión natural después de la deforestación, ha producido mejores condiciones en la calidad del suelo que el monocultivo con pinos y eucaliptos, especialmente en el mejoramiento de la estabilidad del suelo, aspecto que se podría considerar en los planes de manejo para esta área. En todos estos cambios pueden incidir las diferencias en la calidad, cantidad y distribución de la hojarasca de las comunidades vegetales de cada ecosistema, lo cual se ha reflejado en el funcionamiento de las comunidades microbianas y en las fracciones orgánicas potencialmente mineralizables. En consecuencia, puede ser viable permitir el proceso de sucesión natural, una vez impactado el bosque. En caso de considerarse la reforestación, es deseable promover el uso de especies locales fundamentada en principios de la biodiversidad.

LITERATURA CITADA

Alef, K. 1995. Basal respiration. *In*: Alef K., and P. Nannipieri (eds). *Method in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. Harcourt Brace & Company. London. pp: 228-231.

the natural succession process, once the forest has been impacted. In the case of considering reforestation, it is desirable to promote the use of local species based on the principles of biodiversity.

—End of the English version—



- Anderson, J. M., and J. S. I. Ingram. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods*. 2nd ed. CAB International. Wallingford. UK. 298 p.
- Bouillet, J. P., and B. Bernhard-Reversat. 2001. General objectives and sites. *In*: Bernhard-Reversat, B. (ed). *Effect of Exotic Tree Plantations on Plant Diversity and Biological Soil Fertility in the Congo Savanna: with Special Reference to Eucalyptus*. SMK. Grafika Desa Putira. Indonesia. pp: 6-12
- Corbeels, M., A. M. O'Connell, T. S. Gove, D. S. Mendham, and S. J. Rance. 2003. Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their chemical quality and degree of contact with soil. *Plant Soil* 250: 15-28.
- Ciavatta, C., and M. Govi. 1993. Use of insoluble polyvinilpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substances in soils and organic wastes. *J. Chromatography* 643: 261-270.
- Dighton, J., S. Anwars, M. Bonilla, A. Rubén, and N. Martínez. 2000. Determinants of leaf litter patchiness in mixed species New Jerseys Pine barrens and its possible influence on soil and soil biota. *Biol. Fertil. Soils* 31: 288-293.
- Gabriel, K. R. 1971. The biplot graphic display of matrices with applications to principal components analysis. *Biometrika* 58: 453-467.
- Gil-Stores, F., C. Trasar-Cepeda, M. C. Leiros, and S. Seoane. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol. Biochem.* 37: 877-887.
- Hernández-Hernández, R. M., and D. López-Hernández. 2002. Mineralization and microbial biomass in savanna soil aggregates under two different types of tillage. *Soil Biol. Biochem.* 34:1563-1570.
- Herrera, F., y E. Cuevas. 2003. Artrópodos del suelo como bioindicadores de recuperación de sistemas perturbados. *Venesuelos* 11: 67-78.
- Jenkinson, D. S., and J. N. Ladd. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. *In*: Paul E. A., and J. N. Ladd (eds). *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, Inc. New York. pp: 415-471.
- John, B., H. N. Pandey, and R. S. Tripathi. 2002. Decomposition of fine roots of *Pinus kesiya* and turnover of organic matter, N and P of coarse and fine pine roots and herbaceous roots and rhizomes in subtropical pine forest stands of different ages. *Biol. Fertil. Soils* 35:238-246.
- Luizao, R. C., T. A. Bonde, and T. Rosswall. 1992. Seasonal variation of soil microbial biomass. The effects of clear felling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. *Soil Biol. Biochem.* 24: 805-813.
- Nsabimana, D., R. J. Haynes, and F. M. Wallis. 2004. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. *Appl. Soil Ecol.* 26: 81-92.
- O'Brien, N. D., P. M. Attiwill, and C. J. Weston. 2003. Stability of soil organic matter in *Eucalyptus regnans* forests and *Pinus radiata* plantations in south eastern Australia. *Forest Ecol. Manag.* 185: 249-261.
- Parrota, J. A. 1995. Influence of overstorey composition on understorey colonization by native species in plantations on degraded tropical site. *J. Veg. Sci.* 6: 627-636.

- Pla S., I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Alcance. Rev. Facultad de Agronomía. UCV. N° 32. Maracay, Venezuela. 120 p.
- Prina, O., S. J. Grayston, R. Hiukka, T. Pennanen, and A. Smolander. 2001. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. Biol. Fertil. Soils 33: 17-24.
- Rayner, A. D. M. 1994. Pattern-generating processes in fungal communities. In: Ritz K., J. Dighton, and K. E. Giller (eds). Beyond the Biomass: Compositional and Functional Analysis of Soil Microbial Communities. Wiley. Chichester. pp: 247-258.
- Schnitzer, M., and P. Schuppli. 1989. Methods for sequential extraction of organic matter from soils and soil fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 1418-1424.
- Sparling, G., and A. West. 1988. Modifications to the fumigation-extraction technique to permit simultaneous extraction and estimation of soil microbial C and N. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 19: 327-344.
- Tremont, O., y E. Cuevas. 2006. Carbono orgánico, nutrientes y cambios estacionales de la biomasa microbiana en las principales especies de dos tipos de bosques tropicales. Multiciencias 4: 1-14.
- Virzo de Santos, A., B. Berg, F.A. Rutigliano, A. Allani, and A. Fioretto. 1993. Factors regulating early-stage decomposition of needle litters in five coniferous forests. Soil Biol. Biochem. 25: 1423-1433.
- Yamaguchi, T., T. Takei, Y. Yazawa, M. T. F. Wong, R. J. Gilkes, and R. S. Swift. 2004. Effect of humic acid, sodium, and calcium additions on the formation of water-stable aggregates in Western Australian wheat belt soils. Aust. J. Soil Res. 42: 435-439.
- Zinn, Y. L., D. V. S. Resck, and J. E. Da Silva. 2002. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. Forest Ecol. Manag. 166: 286-294.