

Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales

Biotic and abiotic factors that influence litter decomposition in pasturelands

Saray Sánchez¹, G. Crespo², Marta Hernández¹ y Y. García¹

¹ Estación Experimental de Pastos y Forrajes "Indio Hatuey"

Central España Republicana, CP 44280, Matanzas, Cuba

E-mail: saray.sanchez@indio.atenas.inf.cu

² Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba

Resumen

La hojarasca constituye la vía de entrada principal de los nutrientes en el suelo y es uno de los puntos clave del reciclado de la materia orgánica y de los nutrientes. Varios autores han estudiado con detalle la dinámica de la descomposición de la hojarasca de las plantas leñosas, tanto en climas templados como en el mediterráneo. Sin embargo, hay pocos estudios sobre la dinámica de la descomposición de la hojarasca en los pastizales a pesar de su importancia en la producción primaria y secundaria, sobre todo en los sistemas donde los nutrientes disponibles para la vegetación escasean, como ocurre en los ecosistemas de pastizales. Por ello en el presente artículo se abordan dichos procesos, así como el efecto del clima, la vegetación, el suelo y la fauna descomponedora, como factores principales que determinan el proceso de descomposición de la hojarasca en los pastizales. Además se brindan los resultados más relevantes relacionados con el empleo de los sistemas silvopastoriles como alternativa viable para lograr la sostenibilidad ecológica y productiva de los pastizales tropicales, con mayor énfasis en el papel que estos desempeñan en el reciclaje de los nutrientes.

Palabras clave: Fauna del suelo, hojarasca, sistemas silvopascícolas

Abstract

Litter constitutes the main way of entrance of nutrients in the soil and is one of the key points for recycling organic matter and nutrients. Several authors have studied in detail the dynamics of the decomposition of the litter of ligneous plants, in temperate as well as Mediterranean climates. Nevertheless, there are few studies about the decomposition dynamics of litter in pasturelands, in spite of its importance in the primary and secondary production, especially in systems in which the available nutrients for the vegetation are scarce, as in pastureland ecosystems. That is why in this work such processes are approached, as well as the effect of climate, vegetation, soil and decomposing fauna, as main factors that determine the process of litter decomposition in pasturelands. In addition, the most relevant results related to the use of silvopastoral systems as viable alternative to achieve ecological and productive sustainability of tropical pasturelands are offered, with higher emphasis on the role these systems play in nutrient recycling.

Key words: Soil fauna, litter, silvopastoral systems

Introducción

La elevada área de deforestación en los países tropicales (17 millones de hectáreas año⁻¹) no solamente produjo efectos locales en la de-

Introduction

The high deforestation area in topical countries (17 millions ha year⁻¹) not only produced local effects on degradation of the soils

gradación de los suelos y la pérdida de su productividad, sino que contribuyó también con la cuarta parte de las emisiones de CO₂ y otros gases hacia la atmósfera, proceso que causa cambios climáticos globales que conducen a la disminución de la biodiversidad de los bosques naturales y al desequilibrio de otros ecosistemas terrestres. En América Latina, el incremento de las áreas de pastizales muchas veces es seguido por la rápida degradación, lo cual ha producido un deterioro ambiental de envergadura, debido a su amplia extensión en toda la región (Pomareda y Steinfeld, 2000; Laurance, Albernaz, Schroth, Fearnside, Bergen, Venticinque y Da Costa, 2002; Ibrahim y Mora, 2006).

En el trópico latinoamericano, los pastos permanentes ocupan aproximadamente el 23% del área agrícola (402 millones de hectáreas) y constituyen la fuente fundamental de alimento para los bovinos, pues aportan el 90% de los alimentos que éstos consumen (Crespo, Ortiz, Pérez y Fraga, 2001); no obstante, cerca del 50% de estas áreas muestran estadios avanzados de deterioro. Por su parte, en Cuba se estima que la ganadería se desarrolla en un área de 1,8 millones de hectáreas, las que no están exentas de los procesos de degradación que se producen en los pastizales a nivel mundial (Holzner y Kriechbaum, 2001) y, sobre todo, en las regiones tropicales (Díaz Filho, 2003; Snymana y Preezb, 2005).

Las causas principales de esta situación son varias, tales como: las intensas sequías, la baja fertilidad de los suelos por la carencia de reposición de nutrientes, la alta presión de pastoreo, la agresividad de las plantas invasoras, la pobre adaptación de las especies introducidas, la deficiencia en los sistemas de establecimiento y el manejo de los pastos, así como la poca utilización de las leguminosas, la quema indiscriminada, las políticas inadecuadas de desarrollo de los pastos, y la deficiente generación y transferencia de tecnologías pecuarias.

Sin embargo, Da Veiga, Alves, Marques y Da Veiga (2001) señalaron que el establecimiento de vastas extensiones de monocultivo de gramíneas en las áreas ganaderas en el trópico,

and loss of their productivity, it also contributed to a fourth of emissions of CO₂ and other gasses to the atmosphere, process that causes global climatic changes that lead to the decrease of the biodiversity of natural forests and the misbalance of other terrestrial ecosystems. In Latin America, the increase of pastureland areas is often followed by fast degradation, which has produced a large environmental deterioration, because of its wide extension in the whole region (Pomareda and Steinfeld, 2000; Laurance, Albernaz, Schroth, Fearnside, Bergen, Venticinque and Da Costa, 2002; Ibrahim and Mora, 2006).

In the Latin American tropic, permanent pastures occupy about 23% of the agricultural area (402 million hectares) and constitute the main source of feed for cattle, because they contribute 90% of the feed these animals consume (Crespo, Ortiz, Pérez and Fraga, 2001); however, almost 50% of these areas show advanced deterioration stages. On the other hand, in Cuba cattle production is estimated to be developed in an area of 1,8 million hectares, which are not free from the degradation processes that are produced in pasturelands worldwide (Holzer and Kriechbaum, 2001) and, mainly, in tropical regions (Díaz Filho, 2003; Snymana and Preezb, 2005).

The main causes of this situation are several, such as: intense droughts, low fertility of the soils due to the lack of nutrient reposition, high grazing pressure, aggressiveness of invading plants, poor adaptation of introduced species, deficiency in establishment systems and pasture management, as well as little utilization of legumes, indiscriminate burning, inadequate policies of pasture development and deficient generation and transference of livestock production technologies.

However, Da Veiga, Alves, Marques and Da Veiga (2001) stated that the establishment of large extensions of grass monocrop in livestock production areas in the tropic has been one of the main causes of pastureland deterioration.

The introduction of trees in pasturelands is a favorable alternative in the restoration,

ha sido una de las causas fundamentales del deterioro de los pastizales.

La introducción de los árboles en los pastizales es una alternativa favorable en la restauración, el mantenimiento y la sostenibilidad de los recursos naturales en las áreas ganaderas de América Latina (Reinoso, 2001; Murgueitio, 2003; Simón, 2006). Estos ofrecen beneficios socioeconómicos y ecológicos, evidenciados por diversos estudios científicos y experiencias exitosas de productores ganaderos (Ibrahim, Villanueva, Casasola y Rojas, 2006; Suárez, Pérez, Lamela, Simón y Esperance, 2006). Por lo general, los árboles pueden ser el elemento de manejo eficaz para elevar la biodiversidad en los pastizales, extraer nutrientes y agua de las capas más profundas del suelo, producir biomasa en estratos distintos, propiciar un ambiente favorable para el desarrollo de los pastos asociados y el ganado, crear un microclima para la actividad de la fauna edáfica y lograr producciones de hojarasca que participen en el ciclo biogeoquímico de los nutrientes en el suelo (Alegre, Pashanasi, Arévalo y Palm, 2001; Luizao, Tapia-Coral, Barros y Wandelli, 2001; Crespo, Lok y Rodríguez, 2004; Lok, Crespo, Frómata y Fraga, 2006; Wencomo, 2006).

La hojarasca constituye una importante fuente de nutrientes para el suelo. En el trópico, los procesos de descomposición y los flujos de nutrientes son complejos, debido a las condiciones del clima y a las características de la biota. Dichos aspectos son poco estudiados en pastizales donde la sincronización de la liberación de los nutrientes y su asimilación por las plantas resultan de gran importancia en la productividad del pastizal.

Debido a ello, en los últimos años cobra cada vez más fuerza la visión agroecológica del manejo de los pastizales, con énfasis en la profundización del conocimiento de la relación suelo-planta-animal y el funcionamiento sostenible de los ecosistemas ganaderos basados en la diversidad biológica.

Para desarrollar este manejo, se requiere el conocimiento adecuado de las características de la acumulación y la descomposición de la hoja-

maintenance and sustainability of natural resources in the livestock production areas of Latin America (Reinoso, 2001; Murgueitio, 2003; Simón, 2006). Trees offer socioeconomic and ecological benefits, proven by diverse scientific studies and successful experiences of livestock producers (Ibrahim, Villanueva, Casasola and Rojas, 2006; Suárez, Pérez, Lamela, Simón and Esperance, 2006). In general, trees can be the efficacious management element to increase biodiversity in pasturelands, extract nutrients and water from the deepest layers of the soil, produce biomass in different strata, propitiate a favorable environment for the development of associated pastures and livestock, create a microclimate for the activity of the edaphic fauna and achieve litter productions which participate in the biogeochemical cycle of nutrients in the soil (Alegre, Pashanasi, Arévalo and Palm, 2001; Luizao, Tapia-Coral, Barros and Wandelli, 2001; Crespo, Lok and Rodríguez, 2004; Lok, Crespo, Frómata and Fraga, 2006; Wencomo, 2006).

Litter constitutes an important source of nutrients for the soil. In the tropic, the decomposition processes and nutrient flows are complex, due to climate conditions and characteristics of the biota. Such aspects are little studied in pasturelands where the synchronization of nutrient release and nutrient assimilation by plants is very important in pastureland productivity.

Because of this, in recent years the agroecological vision of pastureland management, with emphasis on the increase of the knowledge on the soil-plant-animal relationship and the sustainable functioning of livestock production ecosystems based on biological diversity, gains increasing strength.

To develop this management, the adequate knowledge of the characteristics of accumulation and decomposition of the litter produced by the different plant species that are part of pastureland ecosystems, as well as the relationship of these processes to the biotic and abiotic factors that influence them, is required.

Due to the above-expressed, this article will approach the effect produced by climate,

rasca que producen las diferentes especies vegetales que componen los ecosistemas de pastizales, así como la relación de estos procesos con los factores bióticos y abióticos que influyen en ellos.

Por lo antes expuesto, en el presente artículo se tratará el efecto que producen el clima, la vegetación, el suelo y la fauna descomponedora, como factores principales que determinan el proceso de descomposición de la hojarasca en los pastizales.

Se entiende por hojarasca la acumulación de los residuos vegetales (hojas, tallos, etc.) sobre la superficie del suelo (Crespo y Pérez, 1999). Esta queda distribuida en toda el área pastada y contribuye, de forma significativa, al flujo de los nutrientes y la energía, así como a la constitución de las reservas húmicas del suelo.

Se reconoce que la hojarasca alimenta las cadenas tróficas en las que se suceden organismos descomponedores y consumidores. Los cadáveres de ambos tipos de organismos y las deyecciones de los consumidores, alimentan otro nivel de estructura análoga y así sucesivamente, hasta el agotamiento de la energía de los aportes iniciales (González y Gallardo, 1995).

La descomposición de los materiales vegetales puede definirse como el proceso mediante el cual se degradan sus tejidos hasta los constituyentes elementales de las proteínas, carbohidratos, grasas y otros (Fassbender, 1993).

Durante el proceso de descomposición de la hojarasca primero se libera la fracción lábil (azúcares y proteínas) y después la fracción recalcitrante, de más lenta descomposición, como las ligninas y los fenoles (Binkley, 1986). En este sentido, se reconocen tres etapas fundamentales en el ciclo de descomposición de la hojarasca (Martín, 1995). En la primera se produce la biodegradación rápida de la mayoría de las sustancias hidrosolubles y polisacáridos por la acción microbiana y los pluvio lavados; en la segunda ocurre una disminución lenta de los hidrosolubles fenólicos y hemicelulosas por fragmentación, transporte, mezcla y biodegradación por la acción de la fauna edáfica; y en la tercera se produce un aumento del contenido de lignina

vegetation, soil and decomposing fauna, as main factors that determine the decomposition process of litter in pasturelands.

Litter is understood as the accumulation of plant residues (leaves, stems, etc.) on the soil surface (Crespo and Pérez, 1999). It is distributed all over the grazed area and contributes, significantly, to nutrient and energy flow, as well as to the constitution of the humic reserves of the soil.

Litter is known to feed the trophic chains in which decomposing and consuming organisms are succeeded. The dead bodies of both types of organisms and the dejections of consumers, feed another level of analogous structure and thus successively, until the energy of the initial contributions is depleted (González and Gallardo, 1995).

The decomposition of plant materials can be defined as the process by which the tissues are degraded to the elementary constituents of proteins, carbohydrates, fats and others (Fassbender, 1993).

During the decomposition process of litter, first the labile fraction (sugars and proteins) is released and afterwards the recalcitrant fraction, more slowly decomposing, such as lignins and phenols (Binkley, 1986).

In this sense, three main stages are recognized in the litter decomposition cycle (Martín, 1995). In the first one the fast biodegradation of most hydrosoluble substances and polysaccharides is produced by microbial action and rain wash, in the second there is a slow decrease of phenolic hydrosolubles and hemicelluloses due to the fragmentation, transport, mixture and biodegradation by the action of the edaphic fauna and in the third an increase of the lignin and protein content is produced by humic and mineral transformation, with leaching of the newly-formed hydrosolubles, which remarkably slows down the decomposition rate.

The nutrients released during litter decomposition are estimated to be 70-90% of the total nutrients required by plants (Warinnng and Schlesinger, 1985). Hence, the decomposition rate is the determining factor of biomass and

y proteína por transformación húmica y mineral, con lavado de los hidrosolubles neoformados, lo que retarda notablemente la velocidad de descomposición.

Se estima que los nutrientes liberados durante la descomposición de la hojarasca constituyen entre el 70-90% del total de nutrientes requeridos por las plantas (Warinng y Schlesinger, 1985). Por lo tanto, la tasa de descomposición es el factor determinante de la biomasa y la productividad de estos ecosistemas (Liu, Fox y Xu, 2000).

Factores que controlan la dinámica de la descomposición de la hojarasca

Efecto de la composición química de la hojarasca

La cantidad de material vegetal, su composición y sus propiedades son esenciales, dado que controlan los procesos de descomposición, mineralización y humificación (Kogel-Knabner, 2002) y actúan como la fase de transición entre la biomasa viva y el suelo (Cuenca, Aranguren y Herrera, 1983).

Las tasas de descomposición y liberación de los nutrientes están determinadas por la calidad de la materia orgánica (Swift, Heal y Anderson, 1979). La calidad del material vegetal es definida por los constituyentes orgánicos y los contenidos de nutrientes. La calidad del carbono de un material orgánico depende de las proporciones del carbón soluble, la celulosa (hemicelulosa) y la lignina; en este caso la calidad se refiere a la energía disponible para los organismos descomponedores.

La celulosa, la hemicelulosa y la lignina son los componentes más importantes de la hojarasca, los que constituyen el 50-80% de la materia seca (Berg, 2000; Trofymow, Moore, Titus, Prescott, Morrison, Siltanen, Smith, Fyles, Wein, Camire, Duschene, Kozak, Kranabetter y Visser, 2002). Estas macromoléculas, previamente a la asimilación por los microorganismos, deben ser hidrolizadas a subunidades más simples, mediante enzimas extracelulares. La celulosa es uno de los componentes estructurales orgánicos más importantes de los tejidos vegetales y la capacidad para su utilización se considera una propie-

productivity in these ecosystems (Liu, Fox and Xu, 2000).

Factors controlling the dynamics of litter decomposition

Effect of the chemical composition of litter

The quantity of plant material, its composition and properties are essential, because they control the decomposition, mineralization and humification (Kogel-Knabner, 2002) and act as the transition stage between living biomass and the soil (Cuenca, Aranguren and Herrera, 1983).

The rates of decomposition and nutrient release are determined by the quality of organic matter (Swift, Heal and Anderson, 1979). The quality of plant material is defined by the organic constituents and nutrient contents. The carbon quality of an organic material depends on the proportions of soluble carbon, cellulose (hemicellulose) and lignin; in this case, quality refers to the available energy for decomposing organisms.

Cellulose, hemicellulose and lignin are the most important components of litter, which constitute 50-80% of dry matter (Berg, 2000; Trofymow, Moore, Titus, Prescott, Morrison, Siltanen, Smith, Fyles, Wein, Camire, Duschene, Kozak, Kranabetter and Visser, 2002). These macromolecules, before the assimilation by microorganisms, must be hydrolyzed to simpler subunits, by means of extra-cellular enzymes. Cellulose is one of the most important organic structural components of plant tissues and the capacity for its utilization is considered an essential property of saprophyte fungi that degrade litter. The hydrolysis of cellulose to glucose units is carried out by enzymes called cellulases.

After cellulose, lignin is the second most important component of litter. Lignin is a polymer constituted by phenilpropane units with multiple binds and is degraded by a complex of enzymes, among which are lacases, lignin peroxidases and tirosinases, which act synergically (Fioretto, Di Nardo, Papa and Fuggi, 2005).

Pasture species differ, to a large extent, in the quantity and quality of the litter they produce (Crespo and Pérez, 1999; Porazinska, Bardgett,

dad esencial de los hongos saprófitos que degradan la hojarasca. La hidrólisis de la celulosa a unidades de glucosa se realiza por enzimas denominadas celulasas.

Después de la celulosa, la lignina es el segundo componente más importante de la hojarasca. La lignina es un polímero constituido por unidades de fenilpropano con múltiples enlaces y se degrada por un complejo de enzimas, entre ellas lacasas, lignino peroxidasas y tirosinasas, que actúan sinérgicamente (Fioretto, Di Nardo, Papa y Fuggi, 2005).

Las especies de pastos difieren, en gran medida, en la cantidad y calidad de la hojarasca que producen (Crespo y Pérez, 1999; Porazinska, Bardgett, Blaauw, Hunt, Parsons, Seastedt y Wall, 2003; Bardgett y Walker, 2004). Por lo general, en las gramíneas las relaciones C/N y lignina/nitrógeno son mayores que en las leguminosas, lo cual hace más lenta la velocidad de descomposición.

En la literatura abundan informaciones referidas a este comportamiento. Según Sandhu, Sinha y Ambasht (1990) y Tian (1992), la relación C/N tiene un notable efecto en el modelo de descomposición y se señala como el principal indicador de la actividad microbiana (Muys, Lust y Granval, 1992).

Existen varios estudios donde se explica el papel de la lignina como reguladora del proceso de descomposición de la hojarasca (Tate y Kinderman, citados por Tian, Brussaard y Kang, 1993). Según Tian (1992), el incremento del contenido de lignina disminuye el grado de descomposición y puede provocar la inmovilización de nutrientes, principalmente del nitrógeno. Esto también fue demostrado por Melillo, Aber y Muratore (1982).

Thomas y Asakawa (1993), al estudiar el comportamiento de la hojarasca en un grupo de leguminosas y gramíneas en Colombia, encontraron que la relación C/N explica de forma muy clara las diferencias en la descomposición, aunque también el contenido de lignina y de polifenoles muestran una influencia importante.

Según Fassbender (1993) la relación C/N y la cantidad de lignina y celulosa presente en la

Blaauw, Hunt, Parsons, Seastedt and Wall, 2003; Bardgett and Walker, 2004). In general, in grasses the C/N and lignin/nitrogen relationships are higher than in legumes, which decreases the decomposition rate.

In literature, there is abundance of information about this behavior. According to Sandhu, Sinha and Ambasht (1990) and Tian (1992), the C/N relationship has a remarkable effect on the decomposition model and is presented as the main indicator of microbial activity (Muys, Lust and Granval, 1992).

There are several studies in which the role of lignin as regulator of the process of litter decomposition is explained (Tate and Kinderman, cited by Tian, Brussaard and Kang, 1993). According to Tian (1992), the increase of the lignin content decreases the degree of decomposition and can cause the immobilization of nutrients, mainly nitrogen. This was also proven by Melillo, Aber and Muratore (1982).

Thomas and Asakawa (1993), when studying the performance of litter in an important group of legumes and grasses in Colombia, found that the C/N relationship explains very clearly the differences in decomposition, although the lignin and polyphenol content also show an important influence.

According to Fassbender (1993) the C/N relationship and the quantity of lignin and cellulose present in the litter exert an inverse influence on its decomposition rate, i.e., the highest the quantity of lignin and cellulose, the slowest the decomposition of residues, which tend to accumulate partially decomposed in the soil.

The plants with high C/N relationship (higher than 25) form a stable cover, which contributes to the increase of the organic matter content and, hence, to improve the soil structure and protect it from the impact of rainfall and solar radiation; besides, it favors the development of the root system, the formation of nodules and the symbiotic fixation of nitrogen. In plants with C/N relationship lower than 25, the mineralization is faster (Martín and Rivera, 2001).

The studies carried out in pastureland ecosystems in Cuba indicated that the

hojarasca, ejercen una influencia inversa en la velocidad de su descomposición, o sea, a mayor cantidad de lignina y celulosa, más lenta será la descomposición de los residuos, los cuales tienden a acumularse en el suelo de forma parcialmente descompuesta.

Las plantas con relación C/N alta (mayor que 25) forman una cobertura estable, que contribuye al incremento del contenido de materia orgánica y, por ende, a mejorar la estructura del suelo y a protegerlo del impacto de la lluvia y la radiación solar; además, favorece el desarrollo del sistema radical, la formación de nódulos y la fijación simbiótica del nitrógeno. En plantas con relación C/N menor que 25, la mineralización es más rápida (Martín y Rivera, 2001).

Los estudios realizados en ecosistemas de pastizales en Cuba indicaron que la tasa de descomposición de la hojarasca muestra marcadas variaciones entre las especies de pastos, y es más rápida en las leguminosas que en las gramíneas. En este sentido, Crespo et al. (2001) encontraron marcadas diferencias entre los pastos estudiados (fig. 1). En primer lugar, la hojarasca de todas las leguminosas desapareció totalmente antes de los 246 días; mientras que en similar tiempo todavía quedaba en las bolsas abundante cantidad de hojarasca de las diferentes gramíneas. Así, en ese tiempo aún permanecía más del 80% del peso inicial de hojarasca de *Brachiaria decumbens*, *Cynodon nlemfuensis* y *Panicum maximum*, el 73% en los pastos naturales y el 50% en el pastizal nativo con leucaena.

Según Sánchez (2007), la dinámica de descomposición fue más intensa en el sistema silvopastoril que en el sistema de monocultivo de gramíneas. Entre las especies evaluadas, la velocidad varió en el siguiente orden: *Leucaena leucocephala* mayor que *P. maximum* en el sistema silvopastoril mayor que *P. maximum* en el sistema de monocultivo. La cantidad de material descompuesto fue mayor y más rápido en *L. leucocephala*, con diferencias altamente significativas entre los días de descomposición. A los 210 días quedó sin descomponer solo el 3,12% de la hojarasca de leucaena; sin embargo, en similar tiempo la hojarasca de la guinea en este

decomposition rate of litter shows remarkable variations among pasture species, and it is faster in legumes than in grasses. In this sense, Crespo et al. (2001) found remarkable differences among the pastures studied (fig. 1). First, the litter of all the legumes disappeared totally before 246 days; while in similar time there was still abundant quantity of litter of the different grasses in the bags. Thus, in that time more than 80% of the initial weight of litter of *Brachiaria decumbens*, *Cynodon nlemfuensis* and *Panicum maximum*, 73% in natural pastures and 50% in the native pastureland with leucaena still remained.

According to Sánchez (2007), the decomposition dynamics was more intense in the silvopastoral system than in the monocrop system of grasses. Among the species evaluated, the rate varied as follows: *Leucaena leucocephala* higher than *P. maximum* in the silvopastoral system higher than *P. maximum* in the monocrop system. The quantity of decomposed material was higher and faster in *L. leucocephala*, with highly significant differences among decomposition days. After 210 days only 3,12% of the leucaena litter remained without being decomposed; nevertheless in a similar time period the *P. maximum* litter in this system still represented 28,2% of the initial weight and was much lower than the one found for this species in the monocrop system (45,3% of the initial weight), which can be associated to the favorable microclimate that is created in the first system due to the presence of trees, which favors the activity of decomposing organisms (fig. 2).

These results show that the introduction of legume trees in grass pasturelands constitutes a way for achieving different litter productions, which provides an intermediate C/N relationship that favors, on the one hand, the humic reserve in the soil and, on the other hand, guarantees a slower mineralization of nitrogen; all this leads to a higher synchrony among the processes of easily available nutrients and the humus content of the soil.

According to Mafongoya, Giller and Palm (1998) trees are capable of maintaining or increasing soil fertility through nutrient recycling and the maintenance of the soil organic matter,

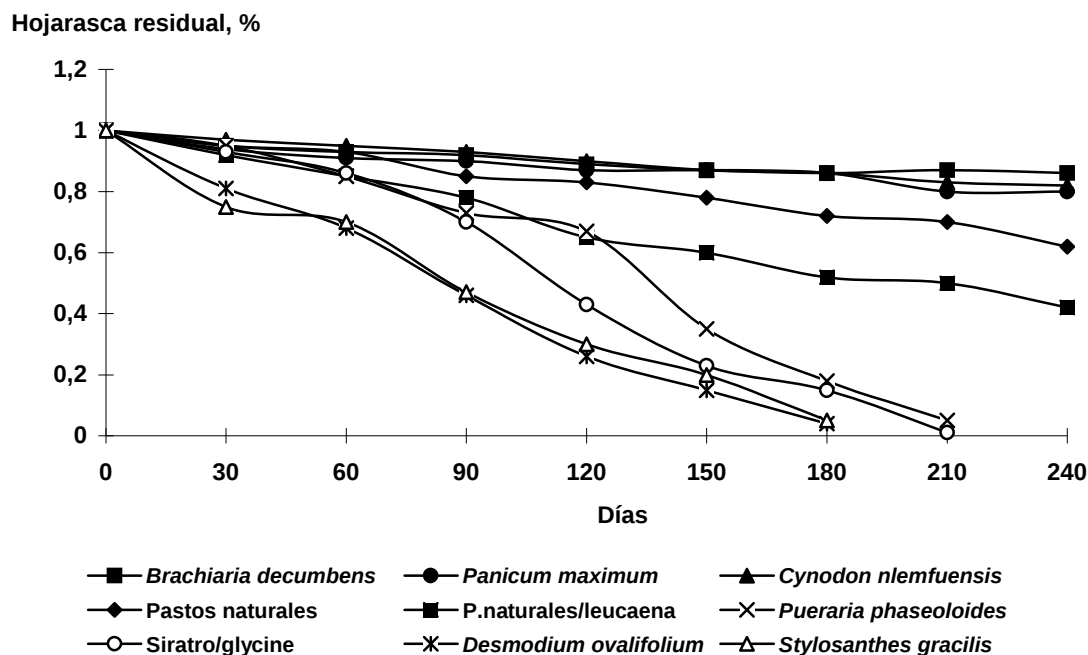


Fig. 1. Descomposición de la hojarasca de leguminosas y gramíneas perennes (Crespo et al., 2001).
Fig. 1. Decomposition of the litter of legumes and perennial grasses (Crespo et al., 2001).

sistema aún representaba el 28,2% del peso inicial y fue mucho menor que lo encontrado para esta misma especie en el sistema de monocultivo (45,3% del peso inicial), lo cual puede estar asociado al favorable microclima que se crea en el primer sistema por la presencia de los árboles, que favorece la actividad de los organismos descomponedores (fig. 2).

Estos resultados muestran que la introducción de árboles leguminosos en los pastizales de gramíneas constituye una vía para lograr producciones de hojarasca de diferente naturaleza, lo cual proporciona una relación C/N intermedia que favorece, por una parte, la reserva húmica en el suelo y, por la otra, garantiza una mineralización más lenta del nitrógeno; todo ello conduce a una mayor sincronía entre los procesos de nutrientes fácilmente disponibles y el contenido de humus del suelo.

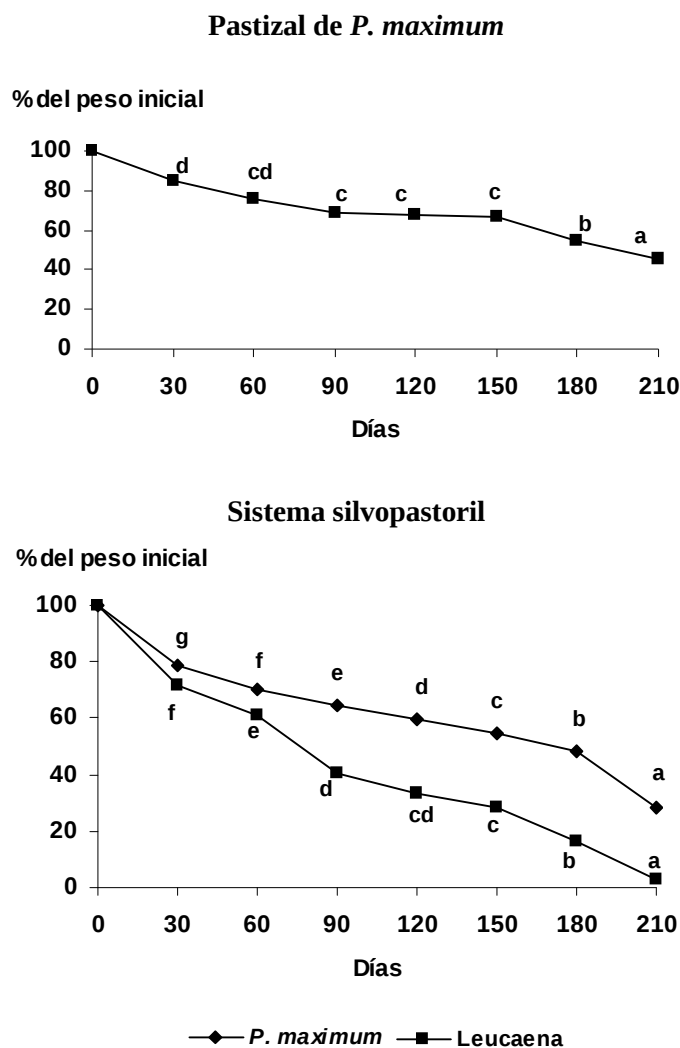
Según Mafongoya, Giller y Palm (1998) los árboles son capaces de mantener o aumentar la fertilidad de los suelos a través del reciclaje de nutrientes y el mantenimiento de la materia orgánica del suelo, por medio de la producción y

by means of litter production and decomposition and pruning residues. In this sense, Palm and Sánchez (1991) stated that legumes, especially *Erythrina* spp. are decomposed and release nutrients significantly faster, because of the presence of low contents of polyphenols in their leaves as compared to *Inga edulis* and *Cajanus cajan*.

In literature, it is mentioned that the concentration of diverse indicators of chemical composition, present in litter during the decomposition process, increases. For example, Edmon and Thomas (1995) and Badejo, Nathaniel and Tian (1988) found increases of the concentration of lignin, tannins, cellulose, hemicellulose, nitrogen and carbon. These changes are related to the colonization and activity of the decomposing fauna (Hunter, Adl, Pringle and Coleman, 2003; Barajas-Guzmán and Álvarez-Sánchez, 2003).

Effect of climatic factors

Many authors coincide in stating that the climatic factors influence the process of litter



Letras distintas indican diferencias significativas entre las medias $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

Fig. 2. Dinámica de la descomposición de la hojarasca en los pastizales (Sánchez, 2007).

Fig. 2. Dynamics of litter decomposition in pasturelands (Sánchez, 2007).

la descomposición de la hojarasca y de los residuos de las podas. En este sentido, Palm y Sánchez (1991) señalaron que las leguminosas, especialmente *Erythrina* spp., se descomponen y liberan nutrientes significativamente más rápido, debido a la presencia de bajos contenidos de polifenoles en sus hojas, al compararse con *Inga edulis* y *Cajanus cajan*.

En la literatura se señala que la concentración de diversos indicadores de la composición química, presentes en la hojarasca durante el proceso de descomposición, se incrementa. Por

descomposición de the different plant species and, especially, identify that temperature and rainfall are the most important indicators (Brown, Anderson, Woome, Swift and Barrios, 1994; Mctierman, Couteaux, Berg, Berg, Calvo de Ant, Gallardo, Kratz, Piuissi, Remade and Virzo de Santo, 2003).

The climate remarkably modifies the decomposition nature and rate of plant remains on the soil surface, thus it exerts an important influence on the type and abundance of organic matter.

ejemplo, Edmon y Thomas (1995) y Badejo, Nathaniel y Tian (1998) encontraron aumentos de la concentración de lignina, taninos, celulosa, hemicelulosa, nitrógeno y carbono. Estos cambios se relacionan con la colonización y actividad de la fauna descomponedora (Hunter, Adl, Pringle y Coleman, 2003; Barajas-Guzmán y Álvarez-Sánchez, 2003).

Efecto de los factores climáticos

Numerosos autores coinciden en señalar que los factores climáticos influyen en el proceso de descomposición de la hojarasca de las diferentes especies vegetales y, en especial, identifican que la temperatura y las precipitaciones son los indicadores de mayor importancia (Brown, Anderson, Woomer, Swift y Barrios, 1994; Mctierman, Couteaux, Berg, Berg, Calvo de Ant, Gallardo, Kratzs, Piussi, Remade y Virzo de Santo, 2003).

El clima modifica notablemente la naturaleza y la rapidez de la descomposición de los restos vegetales en la superficie del suelo, de modo que ejerce una importante influencia en el tipo y la abundancia de la materia orgánica.

La humedad y la temperatura aparecen entre las variables más determinantes (Singh, 1969; Brinson, 1977), porque influyen tanto en el desarrollo de la vegetación como en las actividades de los microorganismos, que son factores muy críticos en la formación del suelo. Kononova (1975), al analizar varias publicaciones, llegó a la conclusión de que la intensidad máxima de la descomposición de la materia orgánica se observa en condiciones de temperatura moderada (alrededor de 30°C) y con un contenido de humedad de alrededor del 60-80% de la capacidad máxima de retención de agua del suelo. Sin embargo, el aumento o la disminución de la temperatura y de la humedad simultáneamente, más allá de los niveles óptimos, produce la disminución de la descomposición de la materia orgánica.

La temperatura y la precipitación modifican la naturaleza y la rapidez de la descomposición del material vegetal; si se presenta un cambio en la temperatura, este puede alterar la composi-

Humidity and temperature appear among the most determining variables (Singh, 1969; Brinson, 1977), because they influence the development of vegetation as well as the activities of microorganisms, which are very critical factors in soil formation. Kononova (1975), when analyzing several publications, arrived at the conclusion that the highest intensity of organic matter decomposition is observed under moderate temperature conditions (around 30°C) and with a humidity content of about 60-80% of the maximum water retention capacity of the soil. However, the increase or decrease of temperature and humidity simultaneously, beyond the optimum levels, produces the decrease of organic matter decomposition.

Temperature and rainfall modify the decomposition nature and rate of plant material; if a change in temperature appears, it can alter the composition of the active flora and affect the processes of decomposition and nutrient release (Bertsch, 1995). Handayanto, Cadisch and Giller (1995) stated that the rates of decomposition and N release are higher when rainfall is higher, probably because of the removal of the soluble carbon compounds or of the polyphenols.

In spite of that, some authors state that temperature explains to a higher extent the decomposition process than rainfall (Brown *et al.*, 1994; Aerts, 1997), because this factor can regulate the population of decomposers, as according to Trofymow *et al.* (2002), the decrease of temperature reduces the activity of decomposing organisms and the quality of the organic materials that are incorporated to the soil.

On the other hand, other authors argue that humidity is the determining factor, associated directly to the washout of the most soluble compounds and indirectly to the development of favorable conditions for the decomposing fauna (Jansson and Berg, 1985).

A factor that influences the microbial population is humidity, which is important in the growth of microorganisms and decomposition rate. Alexander (1977) referred that the optimum level of humidity for the decomposing organisms

ción de la flora activa y afectar los procesos de descomposición y liberación de los nutrientes (Bertsch, 1995). Handayanto, Cadisch y Giller (1995) plantearon que las tasas de descomposición y de liberación de N son más altas cuando la precipitación es mayor, debido probablemente a la remoción de los compuestos solubles de carbono o de los polifenoles.

A pesar de ello, existen algunos autores que plantean que la temperatura explica en mayor medida el proceso de descomposición que las precipitaciones (Brown *et al.*, 1994; Aerts, 1997), debido a que este factor puede regular las poblaciones de los descomponedores, ya que según Trofymow *et al.* (2002) el decrecimiento de la temperatura reduce la actividad de los organismos descomponedores y la calidad de los materiales orgánicos que se incorporan al suelo.

Otros autores, por su parte, señalan que la humedad es el factor determinante, asociado directamente al lavado de los compuestos más solubles e indirectamente al desarrollo de las condiciones favorables a la fauna descomponedora (Jansson y Berg, 1985).

Un factor que influye en la población microbiana es la humedad, que es importante en el crecimiento de los microorganismos y en la velocidad de la descomposición. Alexander (1977) refirió que el nivel óptimo de humedad para los organismos descomponedores que se hallan en el suelo es de 60-70%; sin embargo, este nivel puede variar en dependencia de la temperatura.

La hipótesis expuesta por Berg y Laskowski (2005) parece ser la más acertada, al plantear que aunque ambos factores climáticos pueden influir en el proceso de descomposición, la combinación de la variación de la temperatura y la humedad puede ejercer un mayor efecto y predecir, a partir de ello, el comportamiento de la pérdida de biomasa durante el proceso de descomposición.

En este sentido, los resultados de Sánchez (2007) indican que es posible explicar el proceso de descomposición de la hojarasca en ambos pastizales a partir de la acción conjunta de la temperatura, la humedad relativa y la precipitación.

found in the soil is 60-70%; nevertheless, this level can vary depending on temperature.

The hypothesis presented by Berg and Laskowski (2005) seems to be the most accurate, stating that although both climatic factors can influence the decomposition process, the combination of the variation of temperature and humidity can exert a higher effect and predict, from this, the performance of the biomass loss during the decomposition process.

In this sense, the results obtained by Sánchez (2007) indicate that it is possible to explain the process of litter decomposition in both pasturelands from the joint action of temperature, relative humidity and rainfall.

Effect of soil organisms

The process of organic matter decomposition in the soils of the tropic is controlled by biological factors. As a consequence, to preserve fertility in these regions, the knowledge of the activity of edaphic organisms is required.

The soil biota constitutes an essential fraction of the Earth biodiversity. Most of the energy captured by the vegetation is used by the biota in a series of essential functions of the system integrity and productivity (Martin and Lavelle, 1992; Palm, Swift and Barois, 2001).

In general, the total biomass of the edaphic fauna constitutes a relatively small fraction (1-8%) of the total organic matter of the soil. However, it is acknowledged by many authors that the functional importance of these organisms in the ecosystems is not directly proportional to their existing biomass, because they can regulate the performance of the system through their effects on nutrient recycling and the soil structure (Opperman, Wood, Harris and Cherrett, 1993; Hassink, Neutel and de Ruiter, 1994; Didden, Marinissen, Vreeken-Buijs, Burgers, de Fluiter, Geurs and Brussaard, 1994; Alegre *et al.*, 2001; Decaens, Jiménez, Barros, Chauvel, Blanchart, Frago and Lavelle, 2004; Feijoo, Zúñiga, Quintero and Lavelle, 2007).

The decomposition carried out by organisms is characterized by a complex biota community, which includes the soil microflora and fauna.

Efecto de los organismos del suelo

El proceso de descomposición de la materia orgánica en los suelos del trópico es controlado por los factores biológicos. Como consecuencia, para preservar la fertilidad en estas regiones se requiere el conocimiento de la actividad de los organismos edáficos.

La biota del suelo constituye una fracción primordial de la biodiversidad terrestre. La mayoría de la energía capturada por la vegetación se utiliza por la biota para una serie de funciones esenciales de la integridad y la productividad del sistema (Martin y Lavelle, 1992; Palm, Swift y Barois, 2001).

En general, la biomasa total de la biota edáfica constituye una fracción relativamente pequeña (1-8%) de la materia orgánica total del suelo. Sin embargo, se reconoce por numerosos autores que la importancia funcional de estos organismos en los ecosistemas no es directamente proporcional a su biomasa existente, pues pueden regular el comportamiento del sistema a través de sus efectos en el reciclaje de nutrientes y en la estructura del suelo (Opperman, Wood, Harris y Cherrett, 1993; Hassink, Neutel y de Ruiter, 1994; Didden, Marinissen, Vreeken-Buijs, Burgers, de Fluiter, Geurs y Brussaard, 1994; Alegre *et al.*, 2001; Decaens, Jiménez, Barros, Chauvel, Blanchart, Fragoso y Lavelle, 2004; Feijoo, Zúñiga, Quintero y Lavelle, 2007).

La descomposición que realizan los organismos se caracteriza por una compleja comunidad de biota, que incluye la microflora y la fauna del suelo. Los hongos y las bacterias son, fundamentalmente, los responsables de que se efectúen los procesos bioquímicos en la descomposición de los residuos orgánicos (Tian, Brussaard, Kang y Swift, 1997).

De acuerdo con su participación en el proceso de descomposición, la fauna del suelo se agrupa en descomponedores y detritívoros. Los organismos descomponedores son bacterias y hongos que participan en las primeras etapas de la descomposición y consumen principalmente azúcares y aminoácidos (Martius, Höfer, García, Römcke y Hanagarth, 2004).

Fungi and bacteria are, mainly, responsible for the performance of the biochemical processes of decomposition of organic residues (Tian, Brussaard, Kang and Swift, 1997).

According to their participation in the decomposition process, the soil fauna is grouped in decomposers and detritivores. Decomposing organisms are bacteria and fungi which participate in the first stages of decomposition and consume mainly sugars and aminoacids (Martius, Höfer, García, Römcke and Hanagarth, 2004).

As decomposition advances, the process is slower and specialized septate fungi participate, such as Ascomycetes, Basidiomycetes and Actinomycetes, which can degrade cellulose, lignin and the most complex proteins. Detritivore organisms are consumers that feed on detritus and microorganism populations associated to it. A great diversity of edaphic invertebrates represent this group and they have been classified, according to their size, into: micro-, meso-, macro- and megafauna: The microfauna shows a body diameter lower than 100 μm and comprises protozoa, nematode worms and rotifers; the mesofauna (body diameter between 100 μm and 2 mm), is formed by Acaridae (humus mites), Collembola and Enchytraeidae; while the megafauna (body diameter between 2 and 20 mm) and the megafauna (higher than 20 mm) include Isopoda; Diplopoda, fly larvae (Diptera) and some beetles (Coleoptera); Oligochaeta, which are the earthworms; and mollusks, which includes snails and slugs.

The soil fauna increases the biodegradation and humification of the organic residues in several ways (Lavelle, 1997; Tian *et al.*, 1997):

1. Pulverizing the organic residues and increasing the surface area for microbial activity.
2. Producing enzymes that transform the complex biomolecules into simple compounds and polymerize the compounds to form humus.
3. Improving the environment for microbial growth and interactions.
4. Incorporating organic matter in the soil.

En la medida que avanza la descomposición, el proceso es más lento y participan hongos septados especializados, como Ascomycetes, Basidiomycetes y Actinomycetes, que pueden degradar la celulosa, la lignina y las proteínas más complejas. Los organismos detritívoros son consumidores que se alimentan del detritus y de las poblaciones de microorganismos asociados a él. Una gran diversidad de invertebrados edáficos representan este grupo y se les ha clasificado, de acuerdo con su tamaño, en: micro, meso, macro y megafauna: La microfauna presenta un diámetro corporal menor que 100 μm y comprende protozoos, gusanos nemátodos y rotíferos; la mesofauna (diámetro corporal entre 100 μm y 2 mm), está formada por los Acari (ácaros del mantillo), Collembola y Enchytraeidae; mientras que la macrofauna (diámetro corporal entre 2 y 20 mm) y la megafauna (mayor que 20 mm) incluyen Isópodos; Diplópodos, larvas de moscas (Diptera) y algunos escarabajos (Coleóptera); Oligoquetos, que son las lombrices de tierra; y Moluscosa que incluye a los caracoles y las babosas.

La fauna del suelo aumenta la biodegradación y la humificación de los residuos orgánicos a través de varias vías (Lavelle, 1997; Tian *et al.*, 1997):

1. Pulverizan los residuos orgánicos y aumentan el área superficial para la actividad microbiana.
2. Producen enzimas que transforman las biomoléculas complejas en compuestos simples y polimerizan los compuestos para formar el humus.
3. Mejoran el ambiente para el crecimiento y las interacciones microbianas.
4. Incorporan la materia orgánica en el suelo.

Tian *et al.* (1997) informaron que la diversidad de la flora es capaz de liberar amonio de los residuos en descomposición; las bacterias, los hongos y los actinomicetos pueden atacar este tipo de compuestos, con la consecuente mineralización de N, aunque las tasas varían de acuerdo con los grupos involucrados. El amonio (NH_4^+) es oxidado por *Nitrosomonas* a nitrito (NO_2^-) y después a nitrato (NO_3^-) por *Nitrobacter*,

Tian *et al.* (1997) reported that the flora diversity is capable of releasing ammonia from the decomposing residues; bacteria, fungi and Actinomycetes can attack this type of compounds, with the subsequent mineralization of N, although the rates vary according to the groups involved. Ammonia (NH_4^+) is oxidized by *Nitrosomonas* to nitrite (NO_2^-) and then to nitrate (NO_3^-) by *Nitrobacter*, reactions that provide these organisms with the energy for their proliferation and survival (Salisbury and Ross, 1994).

In addition to N mineralization, there is the phenomenon of immobilization, which leads to the synthesis of new organic molecules from inorganic forms. This process is also carried out by soil microorganisms; it occurs to a higher extent when the residues have low quality (Heal, Anderson and Swift, 1997). The net mineralization of N can be considered as a balance between the mineralization and immobilization processes (Giller and Wilson, 1991).

On the other hand, the soil fauna is distributed over its profile; according to their feeding habits, those which inhabit the soil surface are known as epigeal; endogeal organisms are the ones found beneath the surface and anecic are those which move from the surface and beneath it (Lavelle, 1997).

In the epigeal fauna the Miriapoda, Isopoda, snails and pigmented worms stand out, which comminute and decrease the size of litter. In the endogeal one are mainly non pigmented worms and humus-eating termites, which feed on organic matter and dead roots. The anecic fauna includes worms and termites that transfer the litter from the surface to other deeper horizons, improve the hydraulic characteristics and the structure of the soil (Anderson and Ingram, 1993).

The interaction between disintegrators and the different types of detritivores regulates the process of litter decomposition. It is presented in three levels, according to Begon, Haper and Townsend (1988): 1) feeding networks between microorganisms and microfauna; 2) transformations

reacciones que proporcionan a estos organismos la energía para su proliferación y sobrevivencia (Salisbury y Ross, 1994).

Además de la mineralización del N existe el fenómeno de la inmovilización, el cual lleva a la síntesis de nuevas moléculas orgánicas a partir de formas inorgánicas. Este proceso es también llevado a cabo por los microorganismos del suelo; se da en mayor grado cuando los residuos son de baja calidad (Heal, Anderson y Swift, 1997). La mineralización neta de N en el suelo puede ser considerada como un balance entre los procesos de mineralización e inmovilización (Giller y Wilson, 1991).

Por otra parte, la fauna en el suelo se distribuye por su perfil; de acuerdo con sus hábitos alimenticios se les nombra epígeos a los que habitan sobre la superficie del suelo; endógeos a los que se encuentran por debajo de la superficie y anécicos a los que se mueven desde la superficie y por debajo de ella (Lavelle, 1997).

En la fauna epígea sobresalen los miriápodos, isópodos, caracoles y lombrices pigmentadas, que desmenuzan y disminuyen el tamaño de la hojarasca. En la endogeica se encuentran principalmente lombrices no pigmentadas y termitas comedoras de humus, que se alimentan de materia orgánica y raíces muertas. En la anécica se agrupan lombrices y termitas que trasladan la hojarasca desde la superficie hacia otros horizontes más profundos, mejoran las características hidráulicas y la estructura del suelo (Anderson e Ingram, 1993).

La interacción entre los desintegradores y los diferentes tipos de detritívoros regula el proceso de descomposición de la hojarasca. Se presenta en tres niveles, según Begon, Haper y Townsend (1988): 1) tramas alimentarias entre microorganismos y microfauna; 2) transformaciones de hojarasca en material fragmentado y materia fecal, por la mesofauna y algunos de la macrofauna; y 3) la macrofauna, que son los organismos que interactúan con los microorganismos mediante relaciones mutualistas como rumen externo e interno, y que además mejoran la estructura del suelo. El papel fundamental de estos organismos es el reciclaje de los nutrimentos.

of litter into fragmented material and fecal matter, by the mesofauna and some organisms of the macrofauna; and 3) the macrofauna, which are the organisms that interact with the microorganisms by means of mutualistic relationships as external and internal rumen, and which in addition improve the soil structure. The main role of these organisms is nutrient recycling.

The studies carried out in tropical pasturelands, proved that the animal production systems based on the use of improved pastures in association to legumes, had a positive impact on the activity of the macrofauna and, especially, on the earthworm population, which increased their biomass from 4,8 to 51,1 g/m² (Decaens, Lavelle, Jimenez, Escobar, Rippstein, Schneidmadl, Sanz, Hoyos and Thomas, 2001).

Likewise, in a research carried out in Peru, Sánchez and Ara (1989) found that in a management system of *Brachiaria decumbens* associated to *Desmodium ovalifolium*, after six years of grazing, the population of organisms in the soil increased remarkably, specially the earthworm, which tripled its population. On the other hand, Torres (1995) found, under the humid tropic conditions of Costa Rica, that the earthworm population was doubled in associated pastures of *Brachiaria brizantha* and *Arachis pintoii* in 371 worms/m², compared to only 195 worms/m² in the grass alone.

In Cuba encouraging results were also obtained; so that Sánchez, Milera, Suárez and Alonso (1997), in a pastureland of *Andropogon gayanus* CIAT-621, as well as other grass and creeping legume species, found that the soil invertebrate fauna increased from 194 to 346 individuals/m² when a rotational grazing system was applied during four consecutive years and the soil was self-fertilized through the dejections of the animals and the contribution of litter.

This result improved when legume trees were introduced in these areas, which provided an adequate microclimate that allowed a higher colonization of individuals belonging to the macrofauna and specifically the presence of orders of high economic and ecological

Las investigaciones realizadas en pastizales tropicales demostraron que los sistemas de producción animal basados en el empleo de pasturas mejoradas en asociación con las leguminosas, tuvieron un impacto positivo en la actividad de la macrofauna y, especialmente, en la población de lombrices, las cuales incrementaron su biomasa de 4,8 a 51,1 g/m² (Decaens, Lavelle, Jimenez, Escobar, Rippstein, Schneidmadl, Sanz, Hoyos y Thomas, 2001).

De igual forma, en una investigación realizada en Perú, Sánchez y Ara (1989) encontraron que en un sistema de manejo de *Brachiaria decumbens* asociada con *Desmodium ovalifolium*, después de seis años de pastoreo, la población de organismos en el suelo aumentó considerablemente, en especial la lombriz de tierra que triplicó su población. Por su parte, Torres (1995) halló, en las condiciones de trópico húmedo de Costa Rica, que la población de lombrices se duplicó en pasturas asociadas de *Brachiaria brizantha* y *Arachis pintoi* en 371 lombrices/m², comparado con sólo 195 lombrices/m² en la gramínea sola.

En Cuba también se obtuvieron resultados alentadores; tal es así que Sánchez, Milera, Suárez y Alonso (1997), en un pastizal de *Andropogon gayanus* CIAT-621, así como con otras especies de gramíneas y leguminosas rastrojeras, encontraron que la fauna de invertebrados del suelo aumentó de 194 a 346 individuos/m² cuando se aplicó un sistema de pastoreo rotacional durante cuatro años consecutivos y el suelo se autofertilizó a través de las deyecciones de los animales y el aporte de la hojarasca.

Este resultado mejoró cuando se introdujeron en estas áreas árboles leguminosos, los que posibilitaron un microclima adecuado que posibilitó una mayor colonización de individuos pertenecientes a la macrofauna y específicamente la presencia de órdenes de gran importancia económica y ecológica, como las lombrices de tierra y los coleópteros (Sánchez y Milera, 2002).

Rodríguez, Crespo, Rodríguez, Castillo y Fraga (2002) señalaron que el establecimiento de *Leucaena leucocephala* en pastizales del país incrementaron las poblaciones de la macrofauna

importance, such as earthworms and Coleoptera (Sánchez and Milera, 2002).

Rodríguez, Crespo, Rodríguez, Castillo and Fraga (2002) stated that the establishment of *Leucaena leucocephala* in pasturelands of the country increased the macrofauna populations from 36,28 ind./m² (area without *L. leucocephala*) to 181,28 ind./m² (area with *L. leucocephala*) and their biomass from 11,89 gm² to 41,49 gm², respectively. This was associated, mainly, to the quality of the litter produced by this legume, although other factors could have influenced this result, such as microclimate regulation, species diversity and higher retention of humidity in the soil.

Hernández and Sánchez (2006), when evaluating the performance of different chemical and biological indicators in a large number of livestock production units in the western region of Cuba, found that the introduction of trees in pasturelands contributed to increase the density and biomass of the individuals belonging to the soil macrofauna, which influenced its nutrient content. After 10 years of exploitation, the soil in the silvopastoral systems showed a higher content of organic matter as compared to the grass monocrop. Similar results were also reported by Dueñas, Rodríguez, Irigoyen, Muñoz, Hernández and Pascual (2006).

Hence it is deduced that the presence of grasses and legumes in pasturelands contributes to increase the plant diversity in the soil, which allows to maintain the biologically diverse population of organisms, aspect that must be considered in the promotion of techniques or practices which allow higher sustainability of the system, because according to Attignon, Weibel, Lachat, Sensin, Nagel and Peveling (2004); Gartner and Cardon (2004); Shadler and Brandl (2005) and Sánchez (2007), there is an inverse lineal relationship between the cumulative frequency of the fauna and the remnant litter during the decomposition process.

Due to the above-expressed, it is adequate to state that the decomposition of plant residues on the soil surface is very important for the transformation processes of the organic matter

desde 36,28 ind.m⁻² (área sin *L. leucocephala*) hasta 181,28 ind.m⁻² (área con *L. leucocephala*) y su biomasa desde 11,89 gm⁻² hasta 41,49 gm⁻², respectivamente. Ello estuvo asociado, principalmente, con la calidad de la hojarasca que produce esta leguminosa, aunque pudieron influir también en este resultado otros factores, como la regulación del microclima, la diversidad de especies y la mayor retención de humedad del suelo.

Hernández y Sánchez (2006), al evaluar el comportamiento de diferentes indicadores químicos y biológicos en un amplio número de unidades pecuarias en la zona occidental de Cuba, encontraron que la introducción de los árboles en los pastizales contribuyó a incrementar la densidad y la biomasa de los individuos pertenecientes a la macrofauna del suelo, lo que influyó en su contenido de nutrientes. Después de 10 años de explotación, el suelo en los sistemas silvopastoriles presentó un mayor contenido de materia orgánica, en comparación con el monocultivo de gramíneas. Similares resultados reportaron también Dueñas, Rodríguez, Irigoyen, Muñoz, Hernández y Pascual (2006).

De ello se deduce que la presencia de las gramíneas y las leguminosas en los pastizales contribuye a aumentar la diversidad vegetal en el suelo, lo que permite mantener la población biológicamente diversa de organismos, aspecto que debe ser considerado en el fomento de técnicas o prácticas que permitan la mayor sostenibilidad del sistema, ya que según Attignon, Weibel, Lachat, Sensin, Nagel y Peveling (2004); Gartner y Cardon (2004); Shadler y Brandl (2005) y Sánchez (2007), existe una relación lineal inversa entre la frecuencia acumulada de la fauna y la hojarasca remanente durante el proceso de descomposición.

Por todo lo antes expuesto se considera oportuno señalar que la descomposición de los residuos vegetales sobre la superficie del suelo es de particular importancia para los procesos de transformación de la materia orgánica y las relaciones tróficas del suelo, lo cual es uno de los puntos clave del reciclado de la materia orgánica y los nutrientes en sistemas donde los ele-

and the trophic relationships of the soil, which is one of the key points of organic matter and nutrient recycling in systems where the available elements for the vegetation are scarce, as in pastureland ecosystems, and depends to a large extent on the interactions among the climate, litter quality and decomposing community.

--End of the English version--

mentos disponibles para la vegetación escasean, como ocurre en los ecosistemas de pastizales, y depende en gran medida de las interacciones entre el clima, la calidad de la hojarasca y la comunidad descomponedora.

Referencias bibliográficas

- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf-litter decomposition in terrestrial ecosystems- a triangular relationship. *Oikos*. 79:439
- Alegre, J.; Pashanasi, B.; Arévalo, L. & Palm, C. 2001. Efecto del manejo del suelo sobre las propiedades biológicas del suelo en los trópicos húmedos del Perú. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4. p. 60
- Alexander, M. 1977. Introduction to soil microbiology. 2nd ed. J. Wiley. New York, 474 p.
- Anderson, J.M. & Ingram, J. (Eds.). 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. 2nd edition. CAB International. Wallingford, UK. 221 p.
- Attignon, S.E.; Weibel, D.; Lachat, T.; Sensin, B.; Nagel, P. & Peveling, R. 2004. Leaf litter breakdown in natural and plantation forest of the Lama forest reserve in Benin. *Applied Soil Ecology*. 27:109
- Badejo, M.A.; Nathaniel, T.H. & Tian, G. 1998. Abundance of springtails (Collembola) under four agroforestry trees species with contrasting litter quality. *Biology and Fertility of Soil*. 27:15
- Barajas-Guzmán, G. & Álvarez-Sánchez, J. 2003. The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology*. 24:91
- Bardgett, R.D. & Walker, L.R. 2004. Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. *Soil Biology & Biochemistry*. 36:555
- Begon, M.; Haper, J.L. & Townsend, C.R. 1988. Ecología: individuos, poblaciones y comunidades. Ediciones Omega. Barcelona, España. 886 p.

- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*. 13:133
- Berg, B. & Laskowski, R. 2005. Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover. (Eds. B. Berg & R. Laskowski). Academic Press, New York. 448 p.
- Bertsch, H.F. 1995. La Fertilidad de los suelos y su manejo. San José, Costa Rica. 157 p.
- Binkley, D. 1986. Forest nutrition management. John Wiley & Sons, New York. 290 p.
- Brinson, M.M. 1977. Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. *Ecology*. 58, 601
- Brown, S.; Anderson, J.M.; Woormer, P.L.; Swift, M.J. & Barrios, E. 1994. Soil biological processes in tropical ecosystems. In: The Biological management of tropical soil fertility. (Eds. P.L. Woormer and M.J. Swift). John Wiley and Sons, Chichester, UK. p. 120
- Crespo, G.; Lok, S. & Rodríguez, I. 2004. Producción de hojarasca y retorno de N, P y K en dos pastizales que difieren en la composición de especies. *Rev. cubana Cienc. agríc.* 38:97
- Crespo, G.; Ortiz, J.; Pérez, A.A. & Fraga, S. 2001. Tasas de acumulación, descomposición y NPK liberados por la hojarasca de leguminosas perennes. *Rev. cubana Cienc. agríc.* 35:39
- Crespo, G. & Pérez, A.A. 1999. Significado de la hojarasca en el reciclaje de los nutrientes en los pastizales permanentes. *Rev. cubana Cienc. agríc.* 33:349
- Cuenca, G.; Aranguren, J. & Herrera, R. 1983. Root growth and litter decomposition in a coffee plantation under shade tree. *Plant and Soil*. 71:477
- Da Veiga, J.; Alves, C.P.; Marques, L.C. & da Veiga, D.F. 2001. Sistemas silvopastoris na Amazônia Oriental. En: Sistemas agroforestais pecuarios, opcoes de sustentabilidades para áreas tropicais e subtropicais. EMBRAPA, Brasil. p. 41
- Decaëns, T.; Jiménez, J.J.; Barros, E.; Chauvel, A.; Blanchart, E.; Fragoso, C. & Lavelle, P. 2004. Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 103:301
- Decaëns, T.; Lavelle, P.; Jiménez, J.J.; Escobar, G.; Rippstein, G.; Schneidmadl, J.; Sanz, J.J.; Hoyos, P. & Thomas, R.J. 2001. Impacto del manejo de la tierra en la macrofauna del suelo en los Llanos Orientales de Colombia. In: Natures plow: soil macroinvertebrate communities in the Neotropical Savannas of Colombia. (J.J. Jiménez y R.J. Thomas, Eds.). CIAT. Cali, Colombia. p. 19
- Díaz Filho, M. 2003. Degradação de pastagens. Processos, causas e estratégias de recuperação. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. EMBRAPA-Amazônia Oriental. Ministerio de Agricultura Pecuária e Abastecimento. Belém, Brasil. p. 62
- Didden, W.; Marinissen, J.; Vreeken-Buijs, M.; Burgers, S.; de Fluiter, R.; Geurs, M. & Brussaard, L. 1994. Soil meso- and macrofauna in two agricultural systems: factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 51:171
- Dueñas, G.; Rodríguez, N.; Irigoyen, H.; Muñoz, R.; Hernández, M. & Pascual, J. 2006. Manejo sostenible de suelos dedicados a la ganadería en la provincia La Habana. VI Congreso de la Sociedad. Cubana de la Ciencia del Suelo. [cd-rom]. La Habana, Cuba.
- Edmonds, R.L. & Thomas, T.B. 1995. Decomposition and nutrient release from green needles of western hemlock and Pacific silver fir in an old-growth temperate rain forests, Olympic National Park Washington. *Can. J. For. Res.* 25:1049
- Fassbender, H.W. 1993. Modelos edafológicos de sistemas agroforestales. Serie de Materiales de Enseñanza N° 29. Segunda edición. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 530 p.
- Feijoo, A.; Zúñiga, M.C.; Quintero, H. & Lavelle, P. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes*. 30:235
- Fiochetto, A.; Di Nardo, C.; Papa, E. & Fuggi, A. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*. 37:1083
- Gartner, T.B. & Cardon, Z.G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*. 104:230
- Giller, K. & Wilson, K. 1991. Nitrogen fixation in tropical cropping systems. CAB International. Wallingford, U.K. 313 p.
- González, I.M. & Gallardo, J.F. 1995. El efecto de la hojarasca: una revisión En: Anales de Edafología y Agrobiología. Centro de Edafología y Biología Aplicada. Salamanca, España. p. 86.
- Handayanto, E.; Cadisch, G. & Giller, K.E. 1995. Manipulation of quality and mineralization of tro-

- pical legume tree prunings by varying nitrogen supply. *Plant and Soil*. 176:149
- Hassink, J.; Neutel, A.M. & de Ruiter, P.C. 1994. C and N mineralization in sandy and loamy grass land soils: the role of microbes and microfauna. *Soil Biology and Biochemistry*. 26:1565
- Heal, O.W.; Anderson, J.M. & Swift, M.J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. (Cadish, G. and Giller, K.E., Eds.). CAB Internacional. Wallingford, UK. p. 3
- Hernández, M. & Sánchez, S. 2006. Evolución de la composición química y la macrofauna edáfica en sistemas silvopastoriles. Memorias. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. [cd-rom]. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p. 107
- Holzner, W. & Kriechbaum, M. 2001. Pasture in South and Central Tibet (China). II. Probable causes of pasture degradation. *Die Bodenkultur*: 52 (1):37
- Hunter, M.D.; Adl, S.; Pringle, C.M. & Coleman, D.C. 2003. Relative effects of macroinvertebrates and habitat on the chemistry of litter during decomposition. *Pedobiología*. 47:101
- Ibrahim, M. & Mora, J. 2006. Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios. En: Memorias de la conferencia electrónica "Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales". (Eds. M. Ibrahim, J. Mora y M. Rosales). CATIE. Turrialba, Costa Rica. p. 10
- Ibrahim, M.; Villanueva, C.; Casasola, F. & Rojas, J. 2006. Sistema silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. Memorias. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. [cd-rom]. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba.
- Jansson, P.E. & Berg, B. 1985. Temporal variation of litter decomposition in relation to simulated soil climate. Long term decomposition in a Scots pine forest. *Can. J. Bot.* 63:1008
- Kogel-Knabner, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as input to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*. 34:139
- Kononova, M.M. 1975. Humus of virgin and cultivated soils. In: *Soil components*. Vol. I. (Ed. J.E. Gieseking). Springer-Verlag. Nueva York. p. 475
- Laurance, W.F.; Albernaz, A.K.; Schroth, G.; Fearnside, P.M.; Bergen, S.; Venticinque, E.M. & da Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*. 29:737
- Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Adv. Ecol. Res.* 24:9
- Liu, W.; Fox, J.E.D. & Xu, Z. 2000. Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain, Yunnan, south-west China. *Ecol. Res.* 15:435
- Lok, S.; Crespo, G.; Frómeta, E. & Fraga, S. 2006. Estudio de indicadores de estabilidad del pasto y el suelo en un sistema silvopastoril en novillas lecheras. *Rev. cubana Cienc. agríc.* 40:229
- Luizao, F.J.; Tapia-Coral, S.C.; Barros, E. & Wandelli, E.V. 2001. Relación entre la diversidad encima y dentro del suelo de sistemas agroforestales en la Amazonía Central. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4, p. 60
- Mafongoya, P.L.; Giller, K.E. & Palm, C.A. 1998. Decomposition and nitrogen release patterns tree prunings and litter. *Agroforestry Systems*. 38:77
- Martín, A.E. 1995. Reciclado de bioelementos a través de la hojarasca en ecosistemas forestales de la Sierra de Gata. Sistema Central Español. Universidad de Salamanca. Facultad de Ciencias Químicas. España
- Martin, A. & Lavelle, P. 1992. Effect of soil organic matter quality on its assimilation by millsonia anomala, a tropical geophagous earthworm. *Soil Biology and Biochemistry*. 24:1535
- Martín, Gloria & Rivera, R. 2001. Revisión bibliográfica. Mineralización del nitrógeno incorporado con los abonos verdes y su participación en la nutrición de cultivos de importancia económica. *Cultivos Tropicales*. 22:89
- Martius, C.; Höfer, H.; García, M.V.B.; Römbke, J. & Hanagarth, W. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. In: Nutrient cycling in Agroecosystems. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. 137 p.

- Mctierman, K.B.; Couteaux, M.M.; Berg, B.; Berg, M.P.; Calvo de Ant, R.; Gallardo, A.; Kratzs, W.; Piussi, P.; Remade, J. & Virzo de Santo, A. 2003. Changes in chemical composition of *Pinus silvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. <http://www.elsevier.com/locate/soilbio>. [Consulta: 21 de junio 2007]
- Melillo, J.M.; Aber, J.D. & Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*. 63:621
- Murgueitio, E. 2003. Investigación participativa en sistemas silvopastoriles integrados: La experiencia de CIPAV en Colombia. Taller Internacional "Ganadería, desarrollo sostenible y medio ambiente". La Habana, Cuba. p. 207
- Muys, C.; Lust, N. & Granval, P.H. 1992. Effects of grassland afforestation with different tree species on earthworm communities litter decomposition and nutrient status. *Soil Biol. Biochem.* 24:12
- Opperman, M.; Wood, M.; Harris, P. & Cherrett, C. 1993. Nematode and nitrate dynamics in soils treated with cattle slurry. *Soil Biol. Biochem.* 25:19
- Palm, C.A. & Sánchez, P.A. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.* 23:83
- Palm, C.; Swift, M. & Barois, Isabelle. 2001. Un enfoque integrado para el manejo biológico de los suelos. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4, p. 60
- Pomareda, C. & Steinfeld, H. 2000. Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales. CATIE-FAO-SIDE. San José, Costa Rica. p. 334
- Porazinska, D.L.; Bardgett, R.D.; Blaauw, M.B.; Hunt, W.; Parsons, A.N.; Seastedt, T.R. & Wall, D. 2003. Relationships at the aboveground-belowground interface: plants, soil biota, and soil processes. *Ecological Monographs*. 73:377
- Reinoso, M. 2001. Sistemas silvopastoriles: Una opción agroecológica para la ganadería. I Simposio Internacional sobre Ganadería Agroecológica. SIGA. Instituto de Investigaciones de Pastos y Forrajes. La Habana, Cuba. p. 26
- Rodríguez, I.; Crespo, G.; Rodríguez, C.; Castillo, E. & Fraga, S. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con *Leucaena* para la ceiba de toros. *Rev. cubana Cienc. agríc.* 36:181
- Salisbury, F.B. & Ross, C. 1994. Fisiología vegetal. 4ta. ed. Grupo Editorial Iberoamérica. México. 759 p.
- Sánchez, P.A. & Ara, A.A. 1989. Contribución potencial de las praderas mejoradas a la sostenibilidad de los ecosistemas de sabana y bosque húmedo tropical. En: Contribución de las pasturas mejoradas a la producción animal en el trópico. CIAT. Cali, Colombia. Documento de trabajo No. 80, p. 1
- Sánchez, Saray. 2007. Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq y en un sistema silvopastoril de *P. maximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba. 123 p.
- Sánchez, Saray & Milera, Milagros. 2002. Dinámica de la macrofauna edáfica en la sucesión de un sistema de manejo de gramíneas a un sistema con árboles intercalados en el pasto. *Pastos y Forrajes*. 25:189
- Sánchez, Saray; Milera, Milagros; Suárez, J. & Alonso, O. 1997. Evolución de la biota del suelo en un sistema de manejo rotacional racional intensivo. *Pastos y Forrajes*. 20:143
- Sandhu, J.; Sinha, M. & Ambasht, R.S. 1990. Nitrogen release from decomposition litter of *Leucaena leucocephala* in the dry tropics. *Soil. Biol. Biochem.* 22:859
- Shadler, M. & Brandl, R. 2005. Do invertebrate affect the disappearance rate of litter mixtures?. *Soil Biol. Biochem.* 37:329
- Simón, L. 2006. Experiencias en el proceso de difusión, adaptación y mejora de la tecnología del silvopastoreo racional en Cuba. Memorias. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. [cd-rom]. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba
- Singh, K.P. 1969. Studies in decomposition of leaf litter of important trees of tropical deciduous forest at Varanasi. *Trop. Ecol.* 20:292
- Snymana, H.A. & Du Preezb, C.C. 2005. Rangeland degradation in a semi-arid South Africa. II. Influence of soil quality. *J. Arid Environments*. 60:483
- Suárez, J.; Pérez, A.; Lamela, L.; Simón, L. & Espérance, M. 2006. La difusión y adopción de tecnologías. En: Recursos forrajeros, herbáceos y arbóreos. (Ed. Milagros Milera). Universidad de

- San Carlos de Guatemala, Guatemala. EEPF "Indio Hatuey", Matanzas, Cuba. p. 435
- Swift, M.J.; Heal, W.O. & Anderson, J.M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in Ecology. Vol 5. University of California Press. Berkeley, California, USA. 372 p.
- Tate, R.L. 1987. Soil organic matter: Biological and ecological effects. John Wiley and Sons. New York. p. 291
- Thomas, R.J. & Asakawa, M.M. 1993. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biol. Biochem.* 25:1351
- Tian, G. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions on plant soil under humid tropical conditions. PhD Thesis. Wageningen Agricult. Univers. The Netherlands
- Tian, G.; Brussaard, L. & Kang, B.T. 1993. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: Effect on soil fauna. *Soil Biol. Biochem.* 5:731
- Tian, G.; Brussaard, L.; Kang, B.T. & Swift, M.L. 1997. Soil fauna-mediated decomposition of plant residues under constrained environmental and residue quality conditions. In: Driven by nature: plant litter quality and decomposition. (G. Cadish & K.E. Giller, Eds.). CAB International. Wallingford, UK. p. 125
- Torres, M.I. 1995. Características físicas, químicas y biológicas en suelos bajo pasturas de *Brachiaria brizantha* sola y en asocio con *Arachis pintoi* después de 4 años de pastoreo en el trópico húmedo de Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 98 p.
- Trofymow, J.A.; Moore, T.; Titus, B.; Prescott, C.; Morrison, T.; Siltanen, M.; Smith, S.; Fyles, J.; Wein, R.; Camire, C.; Duschene, L.; Kozak, L.; Kranabetter, M. & Visser, S. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can. J. For. Res.* 32:789
- Waring, R.H. & Schlesinger, W.H. 1985. Forest ecosystems: Concepts and management. Academic Press, New York
- Wencomo, H.B. 2006. Comportamiento de la comunidad vegetal con la inclusión de especies de *Leucaena*. Memorias. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. [cd-rom]. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p. 21

Recibido el 25 de enero del 2008

Aceptado el 20 de febrero del 2008