

ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE PASTOS Y FORRAJES

INDIO HATUEY

Estudio de la descomposición del follaje de *Leucaena leucocephala* como abono verde en el cultivo de la morera (*Morus alba*)

Autor: Ing. Fidel Ruz Suárez

Tutores: Dra. Saray Sánchez Cárdenas

Dra. Marta B. Hernández Chávez

**Tesis presentada en opción al título académico de
Master en Pastos y Forrajes**

2013

*“Por cuanto no hay tierra, por rica que sea,
que no mejore con el abono, ni alma que no se sazone
con la vida, ni inteligencia que no crezca
con el cultivo y el ejercicio”*

*“No hay abonos más saludables para la tierra que los
producidos por procesos netamente naturales”*

José Martí

Dedicatoria

A mi esposa, mi compañera, nada de esto hubiera sido posible si no hubieras estado tú, gracias por tu comprensión y apoyo en todo momento.

A mi familia, cuyo apoyo y aliento incondicional durante este tiempo hicieron posible mi formación integral, muy en especial a mi madre, por su cariño y comprensión.

A mis hijos y nietos, mi semilla y esperanza para el futuro a quien deseo pedirle que si algo bueno pueden ver en mí, sea el ejemplo que les he dado de dedicación y entrega total al estudio y al trabajo.

Agradecimientos

A la Revolución Cubana que permitió mi formación profesional.

A mis tutoras: Dra. Saray Sánchez y Dra. Marta Beatriz Hernández Chávez por su especial dedicación en la concepción, ejecución, preparación y revisión de los resultados plasmados en esta tesis; por ello y por ser mis amigas, les estaré eternamente agradecido.

A los investigadores Dr. Felix Ojeda García, al Dr. Anesio Mesa Sardiñas y a la MSc. Gertrudis Pentón Fernández por su preocupación, aliento y ayuda.

Al Técnico Medio Odel Abreu y a los obreros por su cooperación y ayuda en los trabajos de campo.

A Estrellita y Teresita, directora y jefe del departamento de análisis de suelo del Instituto de Suelos de la provincia de Matanzas por su cooperación.

Al claustro de profesores de la Maestría en Pastos y Forrajes

A todos aquellos que de una forma u otra brindaron su apoyo para la realización de la tesis.

SÍNTESIS

Con el objetivo de determinar la velocidad de descomposición del follaje de *L. leucocephala* y la relación de este proceso con algunos de los factores bióticos y abióticos presentes. Se realizaron dos experimentos en la Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey”, Matanzas. En el sistema de estudio se utilizó el follaje de leucaena como abono verde en el cultivo de la morera desde hace diez años. Para ello la plantación de morera como cultivo principal se cortó con una frecuencia de 90 días a una altura de 30 cm. Los árboles de leucaena se cortaron a una altura de 2 metros, se retiró la biomasa leñosa del sistema y se depositó el follaje sobre el suelo con una frecuencia de aplicación de 3 meses en la época de lluvia y 6 meses en la época poco lluviosa. Los resultados mostraron que la descomposición del follaje de leucaena como abono verde mostró similar patrón de descomposición en los tipos de bolsas utilizadas. El momento de depositar el follaje de leucaena influyó significativamente en su descomposición. Este proceso está regulado en gran medida por los factores bióticos (fauna del suelo) y abióticos, especialmente, las precipitaciones. La composición taxonómica de la macrofauna asociada al proceso de descomposición del follaje de leucaena como abono verde en el cultivo de la morera estuvo constituida por cuatro Phylum, seis clases siete órdenes, estando representada por el 97 % de organismos detritívoros y 3 % de depredadores. Por otra parte, la composición taxonómica de las comunidades de la macrofauna edáfica en el sistema describió un total de 1 540 individuos agrupados en cuatro Phylum, cinco clases y seis órdenes, que representan un 71,87 % de organismos epígeos y 28,12 % endógeos. Los valores de densidad y biomasa de individuos, el predominio de los oligoquetos, así como los índices de diversidad, riqueza y uniformidad en el sistema, indican que la alternativa de utilizar el follaje de la leucaena como abono verde en plantaciones de morera, permite potenciar la actividad biológica del suelo, mantener niveles aceptables de nutrientes en el suelo y garantizar la estabilidad del sistema. La leucaena como abono verde influyó en las poblaciones de los organismos edáficos, especialmente en las lombrices, las cuales se consideran indicadores de la calidad.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	1
CAPITULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	3
II.1 Aspectos generales de <i>Morus alba</i> . (Linn)	3
II.2 Importancia del uso de los abonos verdes.	12
II.3 Funciones más importante de los abonos verdes.	15
II.4 Principales especies de plantas utilizadas como abonos verdes	16
II.5 Principales factores que inciden en la descomposición de los abonos verdes.	17
II.5.1. Calidad del material incorporado.....	17
II.5.2. Factores climáticos	20
II.5.3. Factores biológicos.....	22
II.6. Efectos de los abonos verdes en la calidad del suelo.....	28
II.6.1. Efecto sobre las propiedades físicas del suelo.....	28
II.6. 2. Efecto sobre las propiedades químicas del suelo.....	29
II 6. 3. <i>Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo</i>	29
CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
III.1 Ubicación y clima del área experimental	31
III.2 El suelo del área experimental.....	31
III.3 Descripción del área experimental.....	31
III.4 Procedimientos empleados en los experimentos.....	32
III.4.2 Experimento 1. Descomposición del follaje de leucaena como abono verde	32
III.4.3 Experimento 2. Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo.....	33
III.5 Análisis estadístico	35
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
IV.1. Experimento 1. Descomposición del follaje de leucaena como abono verde	36
IV.2 Experimento 2. Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo.....	48
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES	50
CAPÍTULO VI. RECOMENDACIONES.....	51
NOVEDAD CIENTÍFICA	52
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	53
ANEXOS	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Relación entre el peso remanente del follaje de leucaena como abono verde y los factores climáticos.....	38
Tabla 2. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna asociada al proceso de descomposición	39
Tabla 3. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna del suelo.....	44
Tabla 4. Composición química del suelo del sistema estudiado.....	47
Tabla 5. Comportamiento de los índices ecológicos del suelo	48

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Descomposición del follaje de leucaena/ momento de deposito	37
Figura 2. Comportamiento de la densidad de macrofauna/ bolsas.....	40
Figura 3. Comportamiento de la biomasa de la macrofauna/ bolsas.....	41
Figura 4. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes momentos de descomposición del follaje de leucaena	42
Figura 5. Comportamiento de la densidad de la macrofauna total y por estratos	45
Figura 6. Comportamiento de la biomasa de la macrofauna total y por estratos.....	45
Figura 7. Diversidad de ordenes/densidad de la macrofauna edáfica.....	46
Fig 8. Diversidad de ordenes/biomasa de la macrofauna edáfica.....	46

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

La morera (*Morus alba*) es un árbol o arbusto que ha demostrado poseer excelentes cualidades para ser utilizado en la alimentación de los rumiantes, debido a que los elevados niveles de proteína cruda y digestibilidad que presenta, superan en gran medida a los de los forrajes más empleados en el trópico y solo son comparables con los reportados en los alimentos concentrados (Benavides, 2002; Martín, 2004).

En la actualidad la morera se ha convertido en una especie conocida y utilizada en todo el país por los empresarios y los campesinos y es de gran aceptación, sobre todo para alimentar especies menores en los diferentes subprogramas pecuarios de la agricultura urbana (Martín *et al.*, 2012)

Sin embargo, su elevada dependencia de los nutrientes del suelo constituye una limitante y aunque pueden esperarse elevados rendimientos con el uso de los abonos químicos, su aplicación es restringida por el costo y el efecto ambiental que pueden tener. En este sentido, se han realizado varios estudios relacionados con el empleo de diferentes abonos orgánicos, cuyos resultados son alentadores (Takahashi y Kronka, 1989, Benavides *et al.*, 1994 y Martín *et al.*, 2007).

La asociación con leguminosas arbóreas o herbáceas para utilizar el follaje como abono verde es una alternativa que se debe considerar en la implementación de sistemas sostenibles de producción de forraje de morera, especialmente en el caso de los árboles por su papel en la circulación de nutrientes y en la retención del suelo (Oviedo, 1995 y Sánchez y Reyes, 2011).

En este sentido (Reyes *et al.*, 2002), al estudiar el efecto del follaje de la leucaena (*Leucaena leucocephala*) como abono verde obtuvo resultados alentadores que presuponen la posibilidad de usar dicha alternativa en la morera, lo cual podría contribuir a disminuir los costos de fertilización y lograr producciones de este forraje más cercanas a la agricultura ecológica.

Sin embargo durante el proceso de descomposición de un abono verde influyen factores bióticos y abióticos (Sánchez *et al.*, 2008), cuyo conocimiento pudieran hacer más eficiente su uso.

Es por ello que identificó como problema científico de esta investigación lo siguiente:

Se desconoce el proceso de descomposición del follaje de *L. leucocephala* como abono verde y su relación con los factores bióticos y abióticos en el cultivo de la morera (*M. alba*)

Por lo antes expuesto, la hipótesis del presente trabajo de tesis fue: la descomposición del follaje de *L. leucocephala* puede ser regulada en gran medida por la macrofauna edáfica y por factores abióticos tales como la temperatura, la humedad relativa y las precipitaciones.

Para dar respuesta a esta hipótesis el objetivo general fue: Determinar la velocidad de descomposición del follaje de *L. leucocephala* y la relación de este proceso con algunos de los factores bióticos y abióticos presentes.

Para cumplir la hipótesis y el objetivo general, los objetivos específicos fueron:

- Estudiar la descomposición del follaje de *L. leucocephala* como abono verde
- Determinar la influencia de la macrofauna edáfica en el proceso de descomposición del follaje.
- Estudiar la relación entre el proceso de descomposición, las condiciones climáticas y el momento de aplicación del abono verde utilizado
- Determinar el efecto del abono verde sobre la calidad del suelo

CAPITULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

II. 1. Aspectos generales de *Morus alba*. (Linn)

Clasificación sistemática, descripción botánica y genética

La especie *Morus alba* (morera) pertenece al género *Morus*, familia *Moraceae*, orden *Urticales*, subclase *Dicotiledónea*, clase *Angiosperma* y división *Spermatophyta*. Es una planta leñosa perenne, de porte bajo a medio, semicaducifolia en las condiciones de Cuba, de rápido crecimiento, monoica o dioica, con un sistema radical profundo.

Presenta copa aproximadamente redondeada y ramificada, con tronco de corteza grisácea que llega a medir 60 cm de diámetro. Hojas generalmente alternas, pecioladas, simples, íntegras, brillantes y estipuladas de uno a cinco lóbulos, con el haz lampiño, y el envés ligeramente tomentoso en las axilas de los nervios principales; se pueden observar de anchamente ovaladas a orbicupar-ovaladas, con ápice agudo o cortante acuminado; base oblicua y semitruncada o subcordada.

El borde es dentado o irregularmente lobulado, de consistencia blanda. El peciolo es grande, de 12 x 8 cm en las ramas con frutos, y de 25 x 20 cm en las ramas sin frutos. La inflorescencia es simple, axilar, en amentos de color crema o verdoso; con pedúnculos pendientes o colgantes, en las que se encuentra, las flores unisexuales en espigas densas de hasta 2 cm de largo, con cuatro sépalos. Las espigas masculinas se caen rápidamente, las flores están arregladas descuidadamente, y después de dejar caer el polen la inflorescencia se seca. Las espigas femeninas son usualmente cortas y las flores están en forma compacta; estas presentan cuatro lóbulos y cuatro estambres en yema; el estigma es bífido; el ovario unicelular madura en fruto agregado (sin carpo) de drupeolas, de forma obloide a oblongo-cilíndrico de 1 a 5 cm de largo; este puede ser blanco, rosado o púrpura, aunque generalmente es negro violáceo.

El principal agente polinizador de la morera es el viento. La mayoría de las especies son diploides con 28 cromosomas; sin embargo, las triploides se cultivan también extensivamente por su adaptabilidad, crecimiento, vigor y calidad de las hojas (Machii, Koyama y Yamanouchi, 1999).

La sistematica de *M. alba* ha sido engorrosa, debido a que las especies y variedades de morera son llamadas con diferentes nombres locales, lo que no ayuda al ordenamiento

taxonómico y encarece la homogeneidad en la clasificación a nivel mundial (Cappelozza, 2002).

En los siglos XIX y XX, se realizaron varias divisiones del género *Morus*, las que estuvieron fundamentalmente basadas en la presencia o ausencia de estilo en la flor, la protuberancia y vellosidad del estigma, la inflorescencia, la sorosis, la base del estilo bilobulado y la morfología de la hoja; principalmente la forma de la base.

En la actualidad, según la clasificación taxonómica propuesta por Yong kang (2002), *M. alba* se diferencia del resto de las especies del género *Morus*, por presentar pistilos con estilos largos distintivos, protuberancia dentro del estigma, hojas pequeñas desprovistas de vellos, o con protuberancias en la etapa joven, venas en la superficie inferior y sorosis violácea obloide de 1 a 2,5 cm.

Origen, distribución y ecología

Desde tiempos ancestrales los árboles de morera han crecido de forma individual y silvestre, y comenzó a sembrarse para la sericultura hace alrededor de 4 500 años; de ahí que se considere unos de los cultivos más antiguos del mundo (Kitahara, 2001). Con el inicio de la sericultura las plantas de la morera se llevaron a los diversos países del mundo para iniciar la producción del gusano de seda.

El creciente interés por esta práctica ha propiciado el mayor movimiento de especies y variedades de morera por todos los continentes, por lo que se distribuye tanto en las zonas templadas como en las tropicales y subtropicales en una gran cantidad de regiones, predominantemente en el lejano oriente, sur de Europa, sur de Norteamérica, nordeste de Suramérica y parte de Africa.

Por tal razón no se tiene una clara definición de su origen. Muchos autores coinciden en que los principales centros de origen se encuentran en las regiones de Asia, específicamente China, Japón y al pie del Himalaya (Benavides, 2000; Sánchez, 2001; Datta, 2002).

Por su parte Li (2001), clasifica el lugar de origen en cinco regiones: Este del continente asiático; archipiélago de Malasia; oeste de Africa y norte, centro y sur de América.

Este amplio rango de distribución hace de *M. alba* una especie con gran capacidad de adaptación a muchas condiciones climáticas.

En este sentido Lim *et al.* (1990), reportaron temperaturas entre 13 y 38 °C, con un rango óptimo entre 24 y 28 °C. Según Datta (2002), los niveles de precipitaciones oscilan entre 600

y 2 500 mm, y requiere de una humedad relativa de 65 a 80 % y un brillo solar de alrededor de 9 a 13 horas/día.

Producción y calidad de la biomasa comestible

Una de las características más sobresalientes de la morera es su excelente producción de biomasa por unidad de área, de la cual una alta proporción está compuesta de hojas y tallos tiernos que son totalmente comestibles por diferentes especies de animales. La información disponible acerca de la producción de biomasa está mayormente relacionada con las hojas y, en su mayoría, expresada en base fresca, ya que es la parte utilizada para alimentar al gusano de seda (Li, 2001; Lea y Lee, 2001; Ye y Ye, 2001).

En cuanto a la producción de forraje, algunos estudios demuestran que la morera presenta altos rendimientos de materia seca (MS) a través de los ciclos anuales de producción. La producción de biomasa total y la de sus componentes se afecta por una serie de factores, de los cuales se destacan la densidad de siembra, la fertilización y la edad de la planta o frecuencia de corte (Ye, 2002).

La mayoría de los resultados señalan que los factores que influyen marcadamente en el rendimiento de la morera son la densidad de siembra y la frecuencia de corte. En este sentido, Boschini *et al.* (1998), evaluaron la influencia de la distancia de siembra, la altura de corte (30-60 cm) y la frecuencia de defoliación en la producción de biomasa; en este ensayo alcanzaron 40 t de MS de biomasa total/ha/año y 19 t de MS de hojas/ha/año, con la mayor distancia de siembra (60 cm) y la mayor frecuencia de corte (112 días). La altura no tuvo una influencia significativa en los rendimientos alcanzados.

Los intervalos de corte mayores a 112 días incrementan la producción de biomasa pero sobretodo de los tallos leñosos no comestibles, que afectan la proporción hoja-tallo (Shelton y Brewbaker, 1994); de la misma manera, cuando se incrementa la densidad de plantas por unidad de área disminuye la producción por plantas, pero aumenta la producción por unidad de área y con ello la proporción hoja-tallo. Estos resultados fueron confirmados por Shayo (1997), al estudiar en tierras semiáridas de Tanzania diferentes densidades de plantación e intervalos de cosecha.

Ramos *et al.* (2002) estudiaron el efecto de dos densidades de plantación y diferentes niveles y fuentes de nitrógeno en la producción y calidad de la biomasa total y de hojas de la morera; las producciones alcanzadas en la menor y mayor densidad fue de 20,3 y 25,7 t de

MS/ha/año en la biomasa total y entre 7,4 y 9,9 t de MS/ha/año de las hojas, respectivamente.

Uribe (2002) en Colombia, alcanzó producciones de hasta 50 t de hojas frescas/ha/año con una frecuencia de corte de 90 días. En la India, Tikader *et al.* (1993); Datta *et al.* (2002); Singh y Makkar (2002), consideraron que bajo condiciones de riego y con una adecuada fertilización en el suelo, la morera puede producir de 19 a 45 t de hojas frescas/ha/año con muy buena calidad.

En Guatemala, Rodríguez *et al.* (1994) al utilizar tres intervalos de poda y tres niveles de fertilización nitrogenada, lograron un aumento significativo en la producción de biomasa (6,5 t de MS/ha, promedio de los cortes) con la mayor frecuencia de poda (12 semanas) al incrementar el nivel de fertilización a 80 kg de N/ha/corte.

En Tanzania, Shayo (1997), obtuvo producciones de hoja, tallo y corteza de 8,1; 14,1 y 2,7 kg de MS/ha, respectivamente. Gong *et al.* (1995) en China, reportaron rendimientos de hoja, rama y tallo de 32; 28 y 8 t de masa verde/ha.

Por otra parte, Martín *et al.* (2002) al utilizar dos alturas y tres frecuencias de corte, obtuvieron los mejores resultados para la frecuencia de 90 días (25 t de MS total/ha/año); mientras que la altura de corte no fue significativa.

Con el uso de abonos orgánicos como fuente de nutrimento se han obtenido resultados alentadores en la producción de biomasa Benavides *et al.* (1994a) demostraron que la adición de cantidades crecientes de estiércol de cabra (expresado en kg N/ha/año), ejerció un efecto positivo importante en los rendimientos de materia seca de todos los componentes de la biomasa, ya que se lograron producciones entre 30 y 38 t de MS/h/año en la mayor dosis de abono orgánico (480 kg de N/h/año).

La posibilidad de intercalar leguminosas herbáceas, arbustivas o árboles, así como otros cultivos para utilizar su follaje como abono verde, es una alternativa que puede estimular buenos niveles de producción de biomasa en la morera como se puede constatar en los trabajos realizados por Benavides *et al.* (1994a) y Libreros *et al.* (1994b); Reyes *et al.* (2000).

Otros factores, tales como la variedad y las condiciones edafoclimáticas, también pueden influir en la producción de biomasa. Varios estudios se han realizado en los diferentes países

en los que se ha desarrollado el cultivo de la morera, con el fin de evaluar el comportamiento de diferentes especies y variedades de este género.

En el continente asiático se destacan los trabajos realizados en China, la India y Japón (Chen, 2001; Datta, 2002; Machii, 2001), donde existe el germoplasma mayor de este género. De la misma manera, Cappellozza (2002); Almeida y Fonseca. (2002a), dieron a conocer los principales resultados alcanzados en Italia y en Brasil, respectivamente, en la evaluación y selección de variedades más productivas y adaptadas a diferentes condiciones edafoclimáticas.

En otros países, sobretodo del continente americano, se han realizados varios trabajos para introducir y evaluar variedades de diferentes especies de este género. En tres sitios de Costa Rica, Espinosa y Benavides (1996) reportaron rendimientos de MS de 14,1; 22,3; y 24,5 t/ha/año para las variedades Criolla, Indonesia y Tigreada, respectivamente. Estos autores encontraron diferencias en la producción de MS total, atribuibles a factores climáticos. En Pequera(Costa Rica), donde ocurrió un largo período de sequía, la producción promedio de todas las variedades (31,2 t MS/ha/año), duplicó la de Coronado (15,5 t de MS/ha/año), a pesar del mejor comportamiento de las precipitaciones. Esto se atribuyó a la mayor luminosidad y las temperaturas que fueron más altas en Pequera, así como a una mayor nubosidad y a temperaturas más bajas en Coronado.

En Brasil, Almeida y Fonseca (2002b) evaluaron el comportamiento de diferentes clones de morera obtenidos por cruzamiento (durante dos años) con una frecuencia de corte de 9 y 13 semanas; todos los clones tuvieron buen comportamiento y se lograron los mejores rendimientos de MS anual con la frecuencia de corte de 13 semanas (13 a 20 t de MS/ha/año).

Calidad de la biomasa comestible

La morera presenta en las hojas un alto contenido de proteína bruta (PB) y de minerales; su fracción fibrosa es baja, comparada con la de otros forrajes tanto de clima templado como tropical. Los tallos tiernos no lignificados presentan un mejor potencial nutricional que el encontrado en las hojas de los pastos característicos del trópico y los de mayor edad contienen una fracción fibrosa similar y en algunos casos inferior a los de los pastos tropicales (Machado y Seguí, 1997; Cáceres *et al.*, 2002).

Existen factores que tienen una influencia marcada en el contenido de PB y de minerales en las diferentes partes de la planta de la morera. La fertilización química u orgánica (Benavides *et al.*, 1994a) así como la fertilización basal del suelo y el tipo de fertilizante (Ramos, *et al.*, 2002), la época del año (González y Cáceres, 2002) la altura de corte (Martín *et al.*, 2002) la densidad de plantación (Boschini *et al.*, 1999) y la variedad (Huo, 2002) se encuentran entre los más importantes. La composición bromatológica de las hojas y ramas de la morera ha sido estudiada por muchos autores Benavides *et al.* (1994) encontraron diferencias altamente significativas entre los contenidos de PB en las hojas (20,9 y 19,2 %) para la frecuencia de corte de 90 y 120 días, respectivamente, y en tallos tiernos (8,5 y 8,1 %) en las mismas frecuencias de corte. Estos autores también hallaron resultados similares en el contenido de PB de las hojas (19,0 a 22,5 %) y de los tallos tiernos (7,1 a 12,3 %) fertilizados con diferentes dosis de abono orgánico en comparación con un fertilizante químico.

Singh y Makkar (2002) informaron que en la India las hojas de morera que se utilizan para alimentar el gusano de seda pueden tener entre 15,0 y 27,6 % de PB; contenidos de extracto etéreo entre 2,3 y 8,0 %, FB entre 9,1 y 15,3 %, minerales entre 14,3 y 22,9 %, calcio entre 2,42 y 4,71 %, fósforo entre 0,23 y 0,97 % y potasio entre 1,66 y 3,25 %,

Datta *et al.* (2002), al estudiar las cualidades de la morera como alimento animal en la India, encontraron contenidos de PB en las hojas entre un 20 y 23 % y de 12 a 18 % de minerales.

En este sentido Shayo (1997) y Omar *et al.* (1998) en regiones semiáridas de Tanzania, encontraron que la PB de las hojas puede variar entre 14 y 18 % y de las ramas entre 7,8 y 8,9 %, el contenido de minerales en las hojas estuvo entre 13,3 y 14,3 % y en las ramas entre 6,1 y 6,3 %.

Schmidek *et al.* (2002) reportaron valores de PB entre 21,7 y 23,6 %, extracto etéreo de 2,1 % y minerales entre 9,1 y 10,2 % en tres clones de morera. Liu *et al.* (2002), encontraron que los contenidos de PB de las hojas de la morera no tuvieron grandes variaciones entre los períodos de primavera y otoño (21,1 y 20,9 %, respectivamente), pero en el otoño los valores de PB disminuyeron con el aumento de la madurez de las hojas (22,3 a 18,9 %) Entre las variedades evaluadas en ese ensayo no hubo diferencias significativas en el contenido de PB.

En Colombia, Uribe (2002) encontró en las hojas 20,0 % de MS y contenidos de PB de 15,8 %, de FB 11,5 %, de extracto etéreo de 4,6 % y 17,3 % de minerales. Kitahara *et al.* (2002),

obtuvieron niveles de 25,8 y 12,1 % de PB y 11,8 y 8,8 % de minerales en las hojas y ramas de la morera, respectivamente.

Ramos *et al.* (2002), al estudiar el efecto de diferentes niveles de nitrógeno en la calidad de las hojas de morera, encontraron contenidos de 12,6; 14,4; 15,1; y 16,7 % de PB para las aplicaciones de 0; 150; 300 y 450 kg de N/ha/año, respectivamente. El contenido de Ca fue de 4,3 % y en todos los tratamientos fue superior al control sin fertilización, pero los niveles de N aplicados no tuvieron una marcada influencia en los contenidos de este elemento. En este ensayo la concentración de P en las hojas fue afectada por la interacción entre la densidad y el nivel de N y los contenidos de Mg y K fueron significativamente afectados por el tipo y el nivel de fertilizante nitrogenado.

La morera posee una composición aminoácida adecuada, y hasta el 45,3 % son aminoácidos esenciales (Sánchez, 2002). Lea y Lee (2001) plantearon que la morera es rica en ácido glutámico y ácido aspártico, entre otros varios aminoácidos. Ye y Ye (2001), reportaron en nueve variedades de morera cultivadas en otoño en Hubeó, provincia de China, contenidos de aminoácidos entre 17,05 y 22,93 g/100 g de MS. Estos autores, al comparar los contenidos de aminoácidos de las hojas de un amplio germoplasma de morera con la harina de soya, encontraron que un 12,38 % y 34,4 % del contenido de PB de las hojas de la morera y de la harina de soya, respectivamente, son aminoácidos.

Esta planta presenta otros importantes componentes, como vitaminas, en cantidades apreciables, sobre todo las del complejo B y C, entre las que se destacan los ácidos nicotínico y pantoténico, la riboflavina (Lea y Lee, 2001) y el ácido ascórbico (Singh y Makkar, 2002).

Respuesta del cultivo a la fertilización

La fertilización es la base del crecimiento de *M. alba*, siempre y cuando los demás factores como el clima y el suelo sean favorables. La morera es muy exigente al N, P y K, por lo que su fertilización es imprescindible. En la sericultura cuando se usa fertilización química, se recomiendan dosis de fertilizantes nitrogenados de 350 kg/ha/año, entre 100 y 150 kg de P y 250 kg de K (Cifuentes y Sohn, 1998); la producción total de hojas no tuvo incrementos significativos al aplicar 100 y 150 kg de N/ha/año en cuatro variedades de morera (Patra y Shankar, 1998).

En otros estudios en Costa Rica, América Central, Rodríguez *et al.* (1994), emplearon varias frecuencias de corte y fertilizaciones desde 160 hasta 640 kg N/ha/año, utilizando como fuente de N, la urea. Estos autores encontraron un incremento de la biomasa total en la medida que aumentaron ambos factores.

Lim *et al.* (1990), señalaron el incremento significativo en la producción de hoja con la combinación de abonos orgánicos y fertilizantes químicos. Por su parte Kabir, *et al.* (1991), estudiaron la combinación de fertilizantes químicos (NPK, 150-50-50 kg/ha/año), con abonos orgánicos donde se encontró un incremento de los rendimientos de hojas de morera en un 11,6 %.

Takahashi y Kronka (1989), evaluaron tres fertilizantes: gallinaza, 2,0 kg/planta (29 N: 3 P: 3 K), fertilizante químico (20 g N: 10 g P_2O_5 : 15 g K_2O) y fertilizante foliar solución 1 % (14 N: 4 P: 7 K), y obtuvieron la mayor producción de biomasa con la gallinaza.

En plantaciones destinadas a estudios bioquímicos y agronómicos se emplearon dosis de nitrógeno a partir de la gallinaza equivalente a 100, 300 y 500 kg de N/ha/año (García, Ojeda y Pérez, 2002). Por su parte Benavides *et al.* (1994b), utilizaron estiércol de cabra equivalente a 240; 360 y 480 kg N/ha/año y 480 kg a partir de NH_4NO_3 .

En Indonesia, al aplicar dosis de N y K en diferentes momentos, Siswanto (1994), encontró que las aplicaciones anuales de 450 kg de N/ha a partir de la urea y 150 kg/ha utilizando cloruro de potasio, produjeron los mejores resultados en cantidad y calidad de las hojas. Similares resultados obtuvieron Shankar y Rangaswamy (1999), en un ensayo en el que se mantuvieron fijos los niveles de P (120 kg de P_2O_5) y se estudiaron dos dosis de N (300 y 400 kg de N/ha/año) y tres niveles de potasio (120; 160 y 200 kg de K_2O), aplicados en cinco momentos durante el año y comparados con el sistema de fertilización tradicional (300 y 120 kg de N- K_2O /ha/año). En este ensayo los mayores incrementos en la producción y calidad de las hojas de la variedad de morera M_5 se lograron con las dosis más altas de N y K_2O (400 y 200 kg/ha/año, respectivamente).

En la India, al estudiar diferentes fuentes de fertilizantes nitrogenados (urea, sulfato de amonio y nitrato de amonio solos y con cal, nitrato de amonio cálcico y un control), Subbaraayappa *et al.* (1995) obtuvieron los mejores rendimientos con las aplicaciones de nitrato de amonio con calcio, los mayores contenidos de N en las hojas con sulfato de amonio y el nitrato de amonio cálcico incrementó los contenidos de FB, P K y los minerales.

Sannappa *et al.* (2002) estudiaron también el efecto de diferentes fuentes de N (urea, nitrato de amonio cálcico, cloruro de amonio y sulfato de amonio) en el rendimiento y la composición química de las hojas en una variedad de morera (M_5); el tratamiento con nitrato de amonio cálcico produjo los rendimientos más altos (2,4 kg MV/5 plantas) y la mejor composición química de las hojas (20.4 % de PB).

La aplicación de biofertilizantes, como el *Azospirillum brasilense*, puede reducir los requerimientos de fertilizantes nitrogenados como la urea, lo cual contribuye a disminuir los costos en este cultivo (Das *et al.*, 1994). Las micorrizas vesículo arbusculares pueden colonizar las raíces de la morera cuando estas son inoculadas con fertilizantes fosfóricos en bajas dosis (30 kg/ha/año); sin embargo, en presencia de altas dosis de fósforo sucede todo lo contrario (Fathima *et al.*, 2000). La asociación de micorrizas vesículo arbusculares con diferentes genotipos de morera puede facilitar la absorción de nitrógeno y fósforo por las hojas de las plantas (Ambika *et al.*, 1994). En condiciones de vivero, las plántulas de morera inoculadas con cepas de micorrizas vesículo arbusculares crecen más saludables y tienen más contenido de N, P y K en las hojas y los tallos que las no inoculadas (Das *et al.*, 1995). Estos resultados presuponen la posibilidad de usar dichos biofertilizantes en este cultivo, lo cual podría contribuir a disminuir los costos de fertilización y lograr producciones de este forraje más cercanas a la agricultura ecológica.

II.2 Importancia del uso de los abonos verdes

Para que una especie de planta sea considerada como un abono verde debe tener las siguientes características.

- Un crecimiento rápido,
- Follaje abundante y succulento,
- Habilidad de crecer bien en suelos pobres.

A más rápido crecimiento, mayor es la posibilidad para ser introducida en una rotación y uso económico como medio de mejoramiento del suelo. Un follaje abundante y unas raíces poderosas son necesarios; a mayor contenido de humedad en el abono verde, más rápida es la descomposición y más pronto se obtienen beneficios. Como la necesidad de materia orgánica es urgente, en especial en la tierra pobre, la utilización de una especie succulenta tendrá grandes ventajas.

Los abonos verdes se producen a partir de cultivos que se desarrollan en el lugar donde se desea mejorar o proteger y en la fenofase de estado vegetativo se cortan con el fin de dejarlo sobre la superficie del suelo o para su incorporación en este último.

Tradicionalmente este término es usado para referirse a plantas que se incorporan al suelo cuando aún están verdes, o poco después de la floración con el objetivo de enriquecer los suelos. Pero en épocas recientes el término “abonos verdes” se ha usado más ampliamente y puede referirse a plantas cuya vegetación se deja en el suelo estando verde o en estado seco con el propósito de abonar el suelo.

Actualmente se conceptúa como “abono verde” a la utilización de plantas en rotación, sucesión, y asociación con cultivos comerciales, incorporándose al suelo o dejándose en la superficie, ofreciendo protección, ya sea como mantenimiento y/o recuperación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Da Costa y Calegari, 1992).

El cultivo de plantas, con el propósito de abonar, enriquecer y mejorar la fertilidad del suelo se emplea especialmente en el trópico y subtrópico como principal opción para la agricultura ecológica. Por lo general se emplean cultivos como abono verde cuando estos presentan un corto período vegetativo, incorporándose al suelo en un estado de maduración precoz, pero también se emplean los cultivos de cobertura que, por lo general, no son incorporados al suelo sino que se mantienen como mulch debido a su mayor grado de lignificación. En el trópico y el subtrópico los residuos de vegetales lignificados pueden tener una mayor acumulación de energía, debido a el contenido de carbono lo que permite una mayor biointensidad del suelo (Kolmans y Vásquez, 1996).

De acuerdo con lo planteado por Bunch (2000), el concepto de abonos verdes va más allá de incorporar leguminosas u otras especies de plantas en el momento de su máxima producción de fitomasa. Existen muchos sistemas que utilizan cultivos intercalados o de relieve, o la siembra de leguminosas debajo de árboles frutales; otros promueven la aplicación de los residuos de cosechas después de haber madurado las plantas, porque los agricultores preveen aprovechar las semillas para la alimentación humana y/o animal, para la venta o para la próxima cosecha. En este caso los residuos vegetales de las cosechas son aplicados a la superficie del suelo en forma de mulch, usualmente *in situ*, en vez de incorporarlos o depositarlos en el suelo.

El autor antes citado en este contexto introduce el concepto de abonos verdes/cultivos de coberturas, definiéndolo como una especie de planta en muchos casos, pero no siempre leguminosas, ya se trate de un árbol, un arbusto, una planta voluble o una postrada, que es usada para uno o varios propósitos, uno de los cuales es mantener o aumentar la fertilidad del suelo o controlar las plantas arvenses.

La cobertura que las leguminosas producen puede ser muy importante para la conservación de los suelos. Un buen dosel de cobertura protege al suelo de la influencia directa de los rayos del sol y del impacto de las lluvias y el viento; mejora la capacidad de infiltración y contribuye a conservar la humedad del suelo (Bunch, 2000).

Los abonos verdes y los cultivos de coberturas se han convertido en la piedra angular de una agricultura sostenible (Sánchez, Hernández y Ruz, 2011) por lo que cobran cada día más interés, sobre todo en las condiciones de los trópicos, donde las lluvias y las altas temperaturas existentes causan un rápido deterioro de la fertilidad de los suelos. Además de lo anterior está el hecho del alto precio de los fertilizantes nitrogenados, así como los problemas de contaminación ambiental causados por el uso indiscriminado de estos. Por ello en los últimos tiempos se trabaja en la búsqueda de alternativas económicamente viables y ecológicamente sanas para su sustitución, y los abonos verdes desempeñan un importante papel (Alves *et al.*, 1997; Clement *et al.*, 1998).

Esta práctica ha mostrado ser eficiente en la sustitución de fertilizantes nitrogenados y en el incremento de la productividad de los suelos en países como Brasil, EEUU, China y Colombia (Da Costa, 1995).

En Cuba, de igual forma se ha venido trabajando en su introducción en los sistemas agropecuarios en cultivos como el arroz, el tabaco y en los últimos tiempos en cultivos varios, granos y hortalizas como la papa, la calabaza, el tomate, la malanga y el maíz (García, 1998; Canet *et al.*, 1999), demostrándose que se pueden incrementar los rendimientos de estos cultivos y a su vez disminuir el empleo de los fertilizantes químicos, con resultados viables desde el punto de vista económico y ambiental (Omin *et al.*, 1990; Álvarez *et al.*, 1999).

Ortíz *et al.* (2001) lograron incrementar la producción de granos con aplicaciones de 1 y 5 t /ha de lodos provenientes del tratamiento de las aguas de desecho, con un ahorro de más del 50 % de los fertilizantes químicos.

Resultados similares se han obtenido con el uso de los abonos verdes y cultivos de cobertura, donde la respuesta del cultivo también ha estado vinculada a los efectos que estos ejercen en el suelo y a las cantidades de nutrientes, principalmente nitrógeno, que aportan al cultivo.

Araújo y Almeida (1993) plantearon que las leguminosas pueden aportar entre 80 y 100 kg de N/ha al cultivo, dependiendo de la especie utilizada como abono verde, de la relación C/N del vegetal utilizado, del manejo adoptado es decir de la forma de incorporación o deposición del vegetal en la superficie del suelo, de la capacidad de suministro de nitrógeno al suelo de los factores climáticos y del intervalo de tiempo entre el corte del abono verde y la siembra del cultivo comercial.

Martins y Leane (1998), al estudiar cinco especies de leguminosas como abono verde, encontraron que estas produjeron entre 1 438 y 3 823 kg de MS/ha y promovieron el mantenimiento de los niveles de nitratos en el suelo, independientemente de la época de incorporación.

Los rendimientos de forraje y grano aumentaron hasta 1,5 y 13,2 t/ha, respectivamente, con el uso de los abonos verdes, con ahorros de entre 25 y 50 % de la fertilización nitrogenada.

II.3 Funciones más importante de los abonos verdes

- Protegen la capa superficial del suelo contra las lluvias de alta intensidad, la radiación solar y el viento.
- Mantienen elevadas tasas de infiltración de agua por el efecto combinado del sistema radical y la cobertura vegetal.
- Promueven un considerable y continuo aporte de biomasa al suelo.
- Atenúan la amplitud térmica y disminuyen la evaporación del suelo, aumentando la disponibilidad de agua para los cultivos comerciales.
- Por medio del sistema radical, rompen las capas duras y promueven la aireación y estructuración del suelo.
- Promueven el reciclaje de nutrientes
- Disminuyen la lixiviación de nutrientes.
- Promueven la adición de nitrógeno al suelo a través de la fijación biológica de las leguminosas.

- Reducen la población de plantas arvenses a través del efecto supresor y/o alelopático de sus productos de descomposición.
- El crecimiento de las plantas que se utilizan como abono verde y su descomposición activan el ciclo de muchas especies de microorganismos y principalmente microorganismos del suelo.
- Presentan múltiples usos; algunas plantas que se utilizan como abono verde poseen elevada calidad nutritiva, pueden ser utilizados en la alimentación animal, en la alimentación humana o, como fuente de madera y de leña, como es el caso de la *Leucaena*.
- A través de su polen y néctar proveen fuentes de alimentos a los insectos benéficos y las abejas.

II.4 Principales especies de plantas utilizadas como abonos verdes

Aunque se pueden utilizar un número considerable de especies vegetales como abono verde, las tres familias más utilizadas para tal fin, son las leguminosas, las gramíneas y las crucíferas (rábano forrajero. *Raphnus raphanistrum* y nabo forrajero *Brassica napus*) En Cuba, las principales especies utilizadas con este propósito según García, Treto y Álvarez (2002) y Cancio *et al.* (2004) son:

Nombre común	Nombre científico
Leguminosas	
Frijol terciopelo	<i>Mucuna pruriens</i>
Dolichos	<i>Lablab purpureus</i>
Canavalia	<i>Canavalia ensiformis</i>
Soya	<i>Glicine max</i>
Sesbania	<i>Sesbania rostrata</i>
Conchita azul	<i>Clitoria ternatea</i>
Glicine	<i>Neonotonia wightii</i>
Crotalaria	<i>Crotalaria juncea</i>
Teramnus	<i>Teramnus uncinatus</i>
Mocuna aterrima	<i>Stilozolobium aterrimun</i>
Leucaena	<i>Leucaena leucocephala</i>
Gramíneas	
Sorgo forrajero	<i>Sorghum vulgare</i>
Sorgo grano	<i>Sorghum vulgare</i>
Maíz	<i>Zea mays</i>

II.5 Principales factores que inciden en la descomposición de los abonos verdes

II.5.1 Calidad del material incorporado

La calidad del material vegetal que se incorpora al suelo, su composición y sus propiedades son esenciales, dado que controlan los procesos de descomposición, mineralización y humificación (Kogel-Knabner, 2002).

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 propiedades 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 que constituyen entre el 50-80 % de la materia seca (Berg, 2000; Trofymow *et al.*, 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 propiedad esencial de los hongos saprófitos que degradan los residuos vegetales. La hidrólisis de la celulosa a unidades de glucosa se realiza por enzimas denominadas celulasas.

La lignina es el segundo componente más importante de los residuos vegetales y es un polímero constituido por unidades de fenilpropano con múltiples enlaces y se degrada por un complejo de enzimas, entre ellas la lignina peroxidasas y tirosinasas, que actúan sinérgicamente (Fioretto *et al.*, 2005).

Las especies de pastos difieren en gran medida, en calidad y cantidad de sus residuos orgánicos (Crespo y Pérez, 1999; Porazinska *et al.*, 2003; Bardgett y Walker, 2004). Así sucede con los diferentes tipos de abonos verdes y esto es dado por su contenido de nitrógeno, carbono, lignina y carbohidratos (Aiwa y Tabatabaia, 1994). Por lo general, en las gramíneas las relaciones de C/N y de lignina:nitrógeno son mayores que en las leguminosas, lo cual hace más lenta la velocidad de descomposición.

Según Sandhu *et al.* (1990) y Tian (1992) la relación C/N tiene un notable efecto en el modelo de descomposición y es señalado 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 los residuos vegetales (Tate y Kinderman, citados por Tian, *Brussaard y Kang*, 1993). Según Tian (1992) el incremento de lignina disminuye el grado de descomposición y puede provocar la inmovilización de los nutrientes, principalmente del nitrógeno.

Thomas y Asakawa (1993) al estudiar el comportamiento de los residuos orgánicos 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 polifenoles muestran una influencia importante.

Broensman, Juma y Roberson (2000), plantearon que la relación C/N y la cantidad de lignina y celulosa presentes en los abonos verdes ejercen una marcada influencia en su velocidad de descomposición, existiendo entre ambos una relación inversa. Cuanto mayor es la relación C/N y la cantidad de lignina y celulosa, más lenta es la descomposición de las plantas las cuales tienden a acumularse en el suelo de forma parcialmente descompuesta.

Las plantas con una relación C/N alta (mayor que 25), forman una cobertura estable, que contribuyen 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 de favorecer el desarrollo del sistema radical, la formación de nódulos y la fijación simbiótica del nitrógeno. En plantas con relación C/N baja (menor que 25), la mineralización es más rápida (Martín y Rivera, 2001).

En estudios realizados en Cuba, donde se valoró la influencia de la relación C/N de diferentes especies de plantas utilizadas como abono verde sobre la capacidad de mineralización o inmovilización de estas, evaluada como porcentaje de nitrógeno mineralizado o inmovilizado, se encontró el índice crítico de relación C/N = 36,35 por encima del cual hay una inmovilización del nitrógeno del suelo y por debajo hay un incremento en la disponibilidad del nitrógeno mineral producto de la mineralización cuando se trabajó a 30 °C de temperatura (Martín, 2002).

Se ha demostrado la influencia de la relación tallo/hoja en el comportamiento de la mineralización de los abonos verdes. Con una relación mayor que 1 hay un predominio de los tallos, los que tienden a imponer su comportamiento de inmovilización como

consecuencia de su alta relación C/N, mayor contenido de lignina y de polifenoles (Martín y Rivera, 2000).

La influencia de la edad de los rebrotes vegetales en la mineralización depende también de los cambios en la relación C/N que presenta la planta con la edad. Algunos autores informaron que en experimentos de incubación aeróbica con la especie *Sesbania rostrata*, encontraron que el nitrógeno mineralizado disminuyó a medida que aumentó la edad de las plantas (días después de la germinación) al ser incorporadas al suelo. Esto confirma el efecto depresor de los niveles ascendentes de lignina en las plantas utilizadas como abono verde, próximo a la floración, en la mineralización del nitrógeno. (Meelu *et al.*, 1994).

En Brazil, como aplicación práctica del uso de la relación C/N de las plantas utilizadas como abono verde y su manejo, se emplean las mezclas de especies de plantas de leguminosas y de gramíneas, las que dan una relación “intermedia” que favorece una mineralización más paulatina del nitrógeno y evita problemas con la inmovilización de este elemento o su lavado (Calegari, 1999). Por otra parte, Palm y Sánchez, (1991) y (Aiwa y Tabatabai, 1994) encontraron que la concentración de lignina en el material orgánico fue el indicador que mejor predijo la velocidad de descomposición de los abonos verdes, comparados con las concentraciones de nitrógeno. De igual modo, las sustancias con altos contenidos de polifenoles solubles sufrieron un retardo en la velocidad de descomposición, debido a la formación de polímeros húmicos que resisten la mineralización.

Los estudios realizados en ecosistemas de pastizales en Cuba indicaron que la tasa de descomposición de los residuos orgánicos muestran marcadas variaciones entre las especies de pastos, y es más rápida en las leguminosas que en las gramíneas (Crespo *et al.*, 2001). En tal sentido Sánchez (2007) encontró que la dinámica de descomposición de los residuos orgánicos fue más intensa en el sistema donde se incluía árboles leguminosas (*leucaena*) asociados a gramíneas que en el sistema de monocultivo de gramíneas (guinea). Se demostró que la introducción de árboles en los pastizales de gramíneas proporcionan una relación C/N intermedia que favorece, por una parte, la reserva húmica del 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.

II.5.2 Factores climáticos

Numerosos autores coinciden al señalar que los factores climáticos influyen en el proceso de descomposición de los residuos vegetales de las diferentes especies de plantas y, en especial, identifican que la temperatura y las precipitaciones son los indicadores de mayor importancia (Mctierman *et al.*, 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 (Brinson, 1977), porque influyen tanto en el desarrollo de la vegetación como en las actividades de los microorganismos del suelo. Kononova (1975) llegó a la conclusión de que la intensidad máxima de la descomposición de la materia orgánica se observa en condiciones de temperatura moderada (30 °C) y con un contenido de humedad de alrededor del 60 – 80 % de la capacidad máxima de retención de agua del suelo.

Berg y Laskowski (2005), plantearon que aunque ambos factores climáticos pueden influir en el proceso de descomposición, la combinación de la variación de la temperatura y la humedad pueden ejercer un mayor efecto, y predecir a partir de ello, el comportamiento de la pérdida de la biomasa durante el proceso de descomposición.

En este sentido, es posible explicar los resultados encontrados por Sánchez (2007), al estudiar el proceso de descomposición de la hojarasca en diferentes sistemas de producción a partir de la acción conjunta de la temperatura, la humedad relativa y la precipitación.

En cuanto al proceso de mineralización del nitrógeno en los suelos se ha encontrado que en los suelos sometidos a condiciones alternas de períodos seco y húmedo la mineralización es el doble que la obtenida cuando están sometidos a condiciones de humedad constante. La mayoría de los suelos tropicales pasan por estos periodos, lo que favorece la actividad microbiana y, a su vez, una mayor accesibilidad del humus a los microorganismos, por la contracción o hinchamiento de los minerales arcillosos. (Coutiho, 2001). De forma general, la mineralización se incrementa con el aumento de la temperatura (Rivera *et al.*, 1999); el óptimo para este proceso en la región tropical es mayor que en la región templada, a partir de la adaptación de los microorganismos a las condiciones climáticas. Se ha encontrado un óptimo de 35 °C para la nitrificación y de 50 °C para la amonificación; la velocidad de

nitrificación es superior a la de amonificación (García, 1998). Por otra parte se ha encontrado que la mineralización de los abonos verdes es superior en condiciones aeróbicas que en condiciones anaeróbicas; de esta manera se han obtenido altas velocidades de mineralización en experimentos de incubación aeróbica (Rivera, 1994). También se ha verificado que la mineralización de los abonos verdes es más lenta en los suelos que se encuentran inundados que en los aireados (Rekhi y Bajwa, 1994).

Factores edáficos

En la literatura se informa que el alto contenido de arcilla disminuye el proceso de mineralización, debido a su capacidad para retener altas cantidades de carbono y formar complejos compuestos organominerales (Rivero, 1999). De igual modo, se ha encontrado que los límites de pH en que ocurre la mineralización se enmarca entre los valores de 5,5 y 10, siendo el óptimo 8,5; los rangos de mineralización aumentaron hasta alcanzar 16,8 n mol/g/hora (Stevens *et al.*, 1998). Sin embargo, en los suelos ácidos este proceso se limita a causa de la baja actividad de los microorganismos, fundamentalmente las bacterias, que son las que intervienen en este proceso (Whitmore y Grood, 1997).

II.5.3 Factores biológicos

El proceso de descomposición de la materia orgánica en los suelos tropicales es controlado por los factores biológicos.

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 su efecto en el reciclaje de nutrientes y en la estructura del suelo (Alegre *et al.*, 2001; Decaëns *et al.*, 2004; Feijoo *et al.*, 2007).

La descomposición que realizan los organismos se caracteriza por una compleja comunidad de biota, que incluye la macrofauna 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 *et al.*, 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 azúcares y aminoácidos (Martius *et al.*, 2004).

En la medida que avanza la descomposición, el proceso es más lento y participan hongos septados especializados, como *Ascomycetes*, *Basidiomicetes* 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 clasifican por su tamaño, en micro, meso y macrofauna (Lavelle *et al.*, 1992). La microfauna está constituida por animales acuáticos que se encuentran entre las partículas del suelo, y presentan un diámetro corporal menor que 100 μm y comprenden, protozoarios, rotíferos y gusanos nemátodos.

La mesofauna, con un diámetro corporal entre 100 μm y 2 mm y está conformada por los Acari (acáros del mantillo), Collembola y Enchytraeidea, mientras que la macrofauna, con un diámetro corporal entre 2 y 20 mm, incluyen Isopodos, Diplópodos; larvas de moscas (Diptera) y algunos escarabajos (Coleópteros), Oligoquetos, que son las lombrices de tierra; y Moluscos que incluyen caracoles y babosas.

La mayoría de los integrantes de este grupo se caracteriza por tener un ciclo biológico largo (un año o más de vida), baja tasa reproductiva, movimientos lentos, y poca capacidad de dispersión (Gassen y Gassen, 1996). Desde el punto de vista de la alimentación incluyen individuos que son herbívoros, detritívoros y depredadores (Bronw *et al.*, 2001).

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).

- Pulverizan los residuos orgánicos y aumentan el área superficial para la actividad microbiana.
- Producen enzimas que transforman las biomoléculas complejas en compuestos simples y polimerizan los compuestos para formar humus.
- 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 de vegetales en descomposición; las bacterias, los hongos y los actinomicetos pueden atacar este tipo de compuestos, con la cosecuente mineralización del nitrógeno, donde el amonio (NO^{+4}) es oxidado por Nitrosomas a nitrito (NO^{-2}) y después a nitrato (NO^{-3})

por *Nitrobacter*, reacciones que proporcionan a estos organismos la energía para su proliferación y sobrevivencia (Saliabury y Roos, 1994).

Además de la mineralización del nitrógeno 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; ocurre en mayor grado, cuando los residuos vegetales son de baja calidad (Heal *et al.*, 1997). La mineralización neta del nitrógeno en el suelo puede ser considerada como un balance entre los procesos de mineralización e inmovilización (Giller y Wilson, 1991).

Grupos funcionales de la macrofauna

Para reducir la innata complejidad de la trama trófica del suelo se han propuesto distintas clasificaciones de los grupos funcionales (FAO, 2001). Una de ellas, quizás la más útil, es la que divide a la macrofauna del suelo de acuerdo con el comportamiento alimenticio. Los herbívoros se alimentan de las partes vivas de las plantas, los depredadores de animales vivos y los detritívoros de la materia orgánica no viva de origen animal y vegetal, de los organismos asociados, de heces de vertebrados e invertebrados, así como también de compuestos producto del metabolismo de otros organismos (FAO, 2001; Moore *et al.*, 2004).

Las interacciones bióticas entre estos grupos funcionales intervienen en la regulación de los procesos edáficos. Como consecuencia de la herbivoría realizada por los invertebrados se afecta la cantidad y calidad de los recursos que ingresan al suelo y, por lo tanto, los individuos detritívoros y depredadores (Wardle y Bardgett, 2004). A su vez la calidad y cantidad de los detritos que ingresan al sistema tienen gran importancia en la evolución y mantenimiento de la diversidad de los detritívoros, lo que afecta los ciclos de nutrientes y en consecuencia a los productores primarios y a los consumidores (herbívoros y depredadores, Moore *et al.*, 2004). Por otra parte los depredadores pueden ejercer importantes efectos en la producción primaria neta y en la descomposición lo cual a su vez tienen implicaciones a nivel de las comunidades y de los ecosistemas (Masters y Mefford 2004; Wardle y Bardgett, 2004).

Detritívoros

A este grupo pertenece un amplio rango de grupos taxonómicos, los más importantes son: Oligochaeta, Diplopoda, e insectos pertenecientes a los órdenes Coleoptera, Dictyoptera, Diptera e Isoptera.

En los pelles fecales se desarrolla una importante actividad microbiana que es lo que produce las transformaciones químicas (mineralización) (Lavelle y Spain, 2001).

De acuerdo con sus hábitos alimenticios y la forma en que cavan el suelo, la macrofauna del suelo se clasifica en tres categorías ecofisiológicas: Epígeas, Anécicas y Endógeas (Lavelle, 1997).

Los organismos epígeos, habitan sobre la superficie del suelo, por lo que no son cavadores, y se alimentan de materiales orgánicos frescos; en este grupo sobresalen los miriápodos, isópodos, caracoles y lombrices pigmentadas, que desmenuzan y disminuyen el tamaño de los residuos vegetales. Son eficientes composteras, por lo que se consideran estrategias “r”.

Los anécicos, se mueven desde la superficie del suelo y por debajo de ella; viven en galerías verticales semipermanentes. Aquí se agrupan las lombrices y termitas, que trasladan los residuos vegetales desde la superficie del suelo hacia otros horizontes más profundos, mejorando las características hidráulicas y la estructura del suelo. Salen por la noche para obtener el alimento. Depositán coprolitos en la superficie. Presentan pigmentación anterodorsal. Son considerados estrategias “k”. Modifican los regímenes de agua y gases del suelo. Ejemplo de ellos son las lombrices terrestres y *Aporrectodea longa* (Lavelle y Spain, 2001).

Los organismos endógenos, se encuentran por debajo de la superficie del suelo y están concentrados en los 10 cm superiores del suelo y viven en túneles horizontales no permanentes alrededor de las raíces; se encuentran principalmente lombrices no pigmentadas y termitas comedoras de humus, que se alimentan del material vegetal en descomposición y de la materia orgánica del suelo. Depositán coprolitos en la superficie del suelo. Son responsables de grandes cambios en la estructura física del suelo, su actividad tiene importantes efectos en la agregación y estabilización de la materia orgánica. (Lavelle y Spain, 2001). Su perfil demográfico varía de “r a k”.

En la región tropical, los macroinvertebrados del suelo desempeñan un papel clave en el funcionamiento del ecosistema (de Aquino, 2008), debido a los diferentes servicios que estos les brindan, mediante su acción sobre los procesos del suelo.

Papel que desempeñan algunos organismos edáficos en el ecosistema

a) Lombrices de tierra

Las lombrices de tierra son los invertebrados más eficientes para mejorar las propiedades, tanto físicas como químicas del suelo. Por su actividad continua son capaces de construir galerías que favorecen y mejoran la filtración del agua y la aireación del suelo. Esto hace que se reduzca el escurrimiento de agua y se cargue la capa subterránea, y ayuda a guardar más agua para períodos secos.

Las galerías o túneles verticales cavados por las lombrices llevan aire a la profundidad del suelo, estimulando el ciclo de nutrientes microbianos a esas profundidades.

Con la formación de macroagregados estables, a partir de sus deyecciones regulan la porosidad del suelo evitando, de esta forma, su compactación. Sus deyecciones presentan altos contenidos de carbono y otros nutrientes que pueden o no ser rápidamente asimilables por las plantas (Krishnamoorthy, 1990; Lavelle, 1993; Barois *et al.*, 1999). Las propias heces suelen constituir un medio favorable para la actuación de los microorganismos, los que continúan la descomposición química de muchos compuestos, hasta convertirlos en formas fácilmente asimilables (Hendrix *et al.*, 1990; Lee, 1991).

Se ha demostrado que la contribución de las lombrices al ciclo del nitrógeno en el suelo es importante, y está dado no solo por el nitrógeno depositado en las deyecciones, sino también por el nitrógeno liberado de los tejidos muertos de estos animales, donde más del 73 % del peso de las lombrices está constituido por proteína, y sus restos suelen ser descompuestos rápidamente, producto de la actividad de los microorganismos (Lee, 1983).

b) Artrópodos

Entre estos están las cochinillas de tierra (Aniscoidea), babosas (Gastrópodos), caracoles (Moluscos), milpíes (Diplópodos); estos son primariamente putrefactores. Su papel es comer y triturar las partículas grandes de los residuos de las plantas y los animales. Algunos entierran los residuos, poniéndolos en contacto con otros organismos del suelo que siguen el proceso de descomposición.

Los Diplópodos son considerados el principal grupo de la macrofauna epígea, Estos organismos se alimentan exclusivamente de residuos vegetales en diversos estados de descomposición, por lo que se denominan organismos sapróvoros. Se destacan por ser grandes consumidores de materia en descomposición y pueden excretar entre 80 y 95 % de esta, lo cual hace a este grupo objeto de interés por el papel que pueden desempeñar no solo en el consumo de este material, sino en su enriquecimiento con sus propias excretas.

Esto prevee un sustrato de pequeñas partículas y, por tanto, de gran superficie, que facilita la actividad de otros descomponedores de la cadena trófica (Rodríguez y Silva, 1994).

II.6 Efectos de los abonos verdes en la calidad del suelo

II.6.1 Efecto sobre las propiedades físicas del suelo

La descomposición de las plantas utilizadas como abonos verdes por los microorganismos del suelo, es responsable de la formación y estabilidad de los agregados. El humus forma complejos con las arcillas, lo que posibilita la formación de agregados estables que facilitan la penetración de las raíces y el intercambio gaseoso de los suelos; y algunas especies de plantas presentan la capacidad de romper capas compactadas de suelo.

Las raíces de las plantas que se utilizan como abono verde dejan canales en los suelos que ayudan a la infiltración, lo que reduce de esta manera, el escurrimiento superficial y la erosión laminar.

Durante el proceso de transformación de la materia orgánica por efecto de los microorganismos, se forman compuestos que son resistentes a la descomposición tales como: resinas, gomas y aceites. Estos compuestos ayudan a mantener adheridas las partículas del suelo o agregados, y un suelo con buena “agregación” de compuestos, es fácil de trabajar, posee una mejor aireación y mejor capacidad de infiltración (Santos Miranda *et al.*, 2010).

II.6.2 Efecto sobre las propiedades químicas del suelo

Incremento y reciclaje de los nutrientes del suelo

Las plantas utilizadas como abonos verdes con sistemas radicales profundos bombean nutrientes de las capas profundas a las superficiales. La biomasa de estos cultivos aporta los nutrientes rescatados en la profundidad y son liberados gradualmente durante el proceso de descomposición.

En adición al nitrógeno aportado de las leguminosas, los abonos verdes ayudan a reciclar otros nutrientes, y a utilizar el agua, a través de la acción de sus raíces profundas, que se ubican en las camadas más profundas del suelo.

Por medio de este tipo de crecimiento, las raíces actúan virtualmente como una especie de “arado biológico”, al penetrar en los suelos compactados. En la práctica, esto ayuda a disminuir las pérdidas de nutrientes por volatilización, evaporación y mineralización al quedar

expuestos, además de mejorar significativamente la aireación del suelo y disminuir los costos por el uso de maquinarias de efecto subsolador (Santos Miranda *et al.*, 2010).

II.6.3 Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo

Actividad microbiana y la relación carbono-nitrógeno (C/N).

Al realizar la incorporación de un material verde relativamente joven, se produce un rápido incremento de la población de microorganismos del suelo, en su intento por descomponer el vegetal.

Los factores que influyen en la actividad microbiana de descomposición son fundamentalmente, la temperatura, la composición del suelo y la relación C/N de la planta del cual deriva dicho materia; cuanto mayor sea la madurez de la planta, mayor será el contenido de fibra y menor el contenido en proteína (nitrógeno). El valor óptimo de C/N para una rápida descomposición de la materia orgánica está entre 15:1 y 25:1 (Santos Miranda *et al.*, 2010). Con rangos mayores a 25:1 puede resultar que el nitrógeno quede “atado” a los microorganismos del suelo, ya que los mismos necesitaran de mayores cantidades de nitrógeno, en pos de descomponer los materiales ricos en carbono.

De lo señalado en esta revisión se puede concluir que las variables meteorológicas, sobre todo las precipitaciones y los microorganismos del suelo desempeñan un rol importante en el proceso de descomposición de las plantas utilizadas como abono verde.

CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

III.1 Ubicación y clima del área experimental

Las investigaciones se realizaron en la Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey”, situada entre los 22°, 48' y 7" de latitud Norte y los 81° y 2' de longitud Oeste, a 19,01 msnm, en el municipio de Perico, provincia de Matanzas, Cuba (Academia de Ciencias de Cuba, 1989).

En los últimos 15 años la temperatura promedio anual de la zona fue de 24,3 °C, julio fue el mes más cálido, con 28,6 °C y enero el más frío, con 20,6 °C. Las temperaturas máximas alcanzan 33,4 °C en agosto y las mínimas bajan hasta 14,2 °C en enero. La suma promedio de la precipitación anual es de 1 331,18 mm, con el mayor valor en junio (235,8 mm) y el menor en febrero, (solo 27,4 mm). La lluvia cae durante la estación lluviosa (mayo-octubre) representa como promedio el 79,8% del volumen total anual. La evaporación en la zona aumenta a partir de enero, con valores máximos en abril (220 mm). La humedad relativa promedio anual es de 82 %, con el mayor valor en julio (89 %) y el menor en abril (75 %).

III.2 El suelo del área experimental

El suelo donde se llevó a cabo la fase experimental se clasifica como Ferralítico Rojo lixiviado (Hernández *et al.*, 1999), de topografía plana, el cual predomina en el 15% (aproximadamente) de la superficie del país y se encuentra con mayor frecuencia en los territorios de las provincias de La Habana, Matanzas, Ciego de Ávila y algunas zonas de Cienfuegos, Villa Clara y Camagüey.

III.3 Descripción del área experimental

Las dimensiones del área total son de 25 m largo x 50 m ancho y de las parcelas experimentales de 3,6 m x 2,1 m (7,56 m², con 60 plantas en el área neta). La orientación de la siembra fue de este a oeste y el marco fue de 0,6 x 0,4 y 3 x 3 m para morera y leucaena, respectivamente. Las especies presentes en el sistema son *M. alba* var. Tigreada y *L. leucocephala*, cv Cunningham.

Manejo de la plantación. En este sistema se utiliza el follaje de leucaena como abono verde en el cultivo de la morera desde hace diez años. Para ello la plantación de morera como cultivo principal se corta con una frecuencia de 90 días a una altura de 25 cm. Los árboles de

leucaena se cortan a una altura de 2 metros, se retira la biomasa leñosa del sistema y se deposita el follaje sobre el suelo con una frecuencia de aplicación de 3 meses en la época de lluvia y 6 meses en la época poco lluviosa.

La investigación se realizó en el período comprendido entre 2008-2010. Se realizaron dos experimentos, los que se detallan a continuación:

- Experimento 1. Descomposición del follaje de leucaena utilizado como abono verde.
- Experimento 2. Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo.

III.4 Procedimientos empleados en los experimentos

III.4.1 Experimento 1. Descomposición del follaje de leucaena como abono verde

La descomposición del follaje se determinó como la pérdida de biomasa a través del tiempo, con relación al peso inicial (Liu *et al.*, 2000).

Para el estudio de la dinámica de la descomposición se utilizó el método de bolsas de hojarasca (litter bags) de Caldentey *et al.* (2001). Las bolsas medían 10 x 10 x 10 cm, con poros de 1 cm de diámetro, lo cual permite el acceso al interior de un amplio rango de la biota edáfica y bolsas con poros de 1 mm de diámetro. Estas bolsas fueron evaluadas en seis momentos durante la etapa de estudio. En cada momento se depositaron 240 bolsas con 70 g del follaje de leucaena (120 de cada una). Las bolsas se colocaron de manera que toda su superficie estuviera en contacto con el horizonte orgánico y se fijaron al suelo mediante estacas metálicas.

Se escogieron al azar 10 bolsas (5 de cada una), con una frecuencia de muestreo quincenal, en época de seca y semanal en la lluvia. En cada fecha de recolección, a la hojarasca remanente de cada bolsa se le determinó la población de macrofauna mediante la separación manual, según la metodología del Programa de Investigación Internacional “Biología y Fertilidad del Suelo Tropical” (TSBF), propuesta por Anderson e Ingram (1993) y se calculó el valor promedio de la densidad (individuos m⁻²), así como la abundancia proporcional (%) para cada taxón. La densidad se determinó a partir del número de individuos y la abundancia relativa mediante la relación entre la cantidad de individuos que pertenecen a un grupo taxonómico y el total de individuos de todos los grupos taxonómicos.

Posteriormente, cada muestra se lavó con agua destilada y desionizada y se puso a secar en estufa a 60 °C hasta peso constante. Se calculó, entonces, la diferencia entre el peso inicial y el peso remanente.

Durante el proceso de descomposición se registró diariamente el comportamiento de la temperatura, la humedad relativa y las precipitaciones (Anexo 1)

III.4.2 Experimento 2. *Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo*

Para el estudio de las comunidades de la macrofauna se realizaron tres colectas durante los años 2008, 2009 y 2010 (uno en la época de seca y dos en la lluviosa). Para ello se realizaron tres colectas. Se seleccionaron tres puntos de muestreo en cada parcela para un total de 9 en el sistema.

La macrofauna se colectó *in situ* y por estratos de suelo: hojarasca, 0-10, 10-20 y 20-30 cm. 40 muestras de suelo en cada una de las áreas descritas según la Metodología del Programa de Investigación Internacional “Biología y fertilidad del suelo tropical” (Anderson e Ingram, 1993), que consistió en la extracción de monolitos de 25 x 25 x 30 cm, en un transecto cuyo punto de origen y dirección se determinó al azar. La macrofauna se colectó manualmente *in situ* y por estratos de suelo: hojarasca, 0-10, 10-20 y 20-30 cm. Las lombrices se preservaron en solución de formalina al 4 % y alcohol 70 %; el resto de la fauna se conservó en alcohol 75 %.

La macrofauna se identificó hasta el nivel más bajo posible, según Brusca y Brusca (1990) y Fuente (1994) y se emplearon las claves de Brinkhurst y Jamieson (1972) y Sims (1980) para Oligochaeta; Borror *et al.* (1976) para Insecta; Matic *et al.* (1977) para Chilopoda y Pérez-Aso (1995; 1996; 1998) y Hoffman *et al.* (1996) para Diplopoda. La clasificación desde el punto de vista funcional (epígeos, anécicos y endógeos) se realizó de acuerdo con lo recomendado por Lavelle (1997).

Se calcularon los valores promedios de densidad (individuos m⁻²) y biomasa (g/m⁻²) para las comunidades edáficas, para cada taxón. La densidad se determinó a partir del número de individuos y la biomasa sobre la base del peso húmedo en la solución preservante.

En cada punto de muestreo y por estrato de suelo se tomaron muestras de suelo en cada estrato. Estas después de secadas al aire, se pasaron por un tamiz con malla de 0,5 mm y se

les determinó el contenido de MO, Nt y % de N asimilable mediante las técnicas de la AOAC (1995), el fósforo y potasio por el método de Oniani (1964); y el pH por el método potenciométrico.

A partir de los datos de densidad y biomasa de la fauna se determinaran los índices ecológicos descritos por Odum (1989) para el análisis de la biodiversidad.

❖ Índice de Shannon de la diversidad general (H)

$$H = - \sum (n_i/N) \log (n_i/N)$$

Donde n_i = Valor de importancia para cada especie

N = Total de los valores de importancia

❖ Índice de riqueza (R)

$$R = S/\sqrt{N}$$

S = Número de especies

N = Número de individuos

❖ Índice de uniformidad (e)

$$e = H / \log S$$

H = Índice de Shannon

S = Número de especies

III.5 Análisis estadístico

Se realizó análisis de varianza según modelo lineal de clasificación simple. Se aplicó la dócima de Duncan (1955) en los casos necesarios.

Se comprobaron los supuestos de normalidad de los errores por la prueba modificada de Shapiro Wilk (Royston, 1982), así como la homogeneidad de la varianza según la prueba de Bartlett (1937) para verificar la normalidad de los datos y para la uniformidad de la varianza; en los casos de no cumplirse, se transformó la variable según \sqrt{x} .

Se utilizó el análisis de correlación para conocer la interrelación entre las variables peso de la hojarasca residual y los factores climáticos estudiados.

Para el procesamiento de la información se utilizó el software estadístico SPSS versión 11,5.

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IV.1 Experimento 1. *Descomposición del follaje de leucaena como abono verde*

La dinámica de descomposición del follaje de la leucaena se muestra en la figura 1. Como se puede apreciar, el comportamiento de la descomposición del follaje muestra similar patrón de descomposición en los dos tipos de bolsas utilizadas; sin embargo, este fue diferente, según el momento de depósito de las bolsas, observándose en la mayoría de los casos, una descomposición mucho más rápida en los primeros días.

Según Martín (1995), el ciclo de descomposición del material vegetal consta de 3 etapas: 1) biodegradación rápida de la mayoría de los compuestos hidrosolubles y polisacáridos, debido a la acción microbiana y a los pluviolavados que ocurren en los primeros 20 o 30 días; 2) disminución lenta de los compuestos hidrosolubles fenólicos y las hemicelulosas por la fragmentación, el transporte, la mezcla y la biodegradación de la hojarasca, debido al ataque microbiano y faunístico; y 3) aumento en el contenido de ligninas y proteínas, por las transformaciones húmica y mineral con el lavado de los hidrosolubles neoformados. Por ello la velocidad de descomposición decrece en el tiempo, debido a que las sustancias más fáciles de descomponer se agotan primero y queda posteriormente un sustrato línico más biorresistente.

La cantidad de material descompuesto fue mayor y más rápida en el follaje depositado en la época de lluvia. En este sentido la correlación entre el peso remanente del follaje y los factores climáticos (temperatura, humedad relativa y precipitación) que prevalecieron en cada momento de evaluación, mostraron un mayor valor con las precipitaciones, aunque existe en determinados momentos correlaciones significativas con la temperatura y humedad relativa (tabla 1).

Esta acción marcada de las lluvias en el proceso de descomposición puede deberse tanto a su acción directa en la fragmentación de la hojarasca, como en la provisión de humedad adecuada del sustrato, que unido a la acción de la temperatura, puede ofrecer condiciones más favorables para la actividad de la biota responsable de la descomposición (Smith y Bradford, 2003).

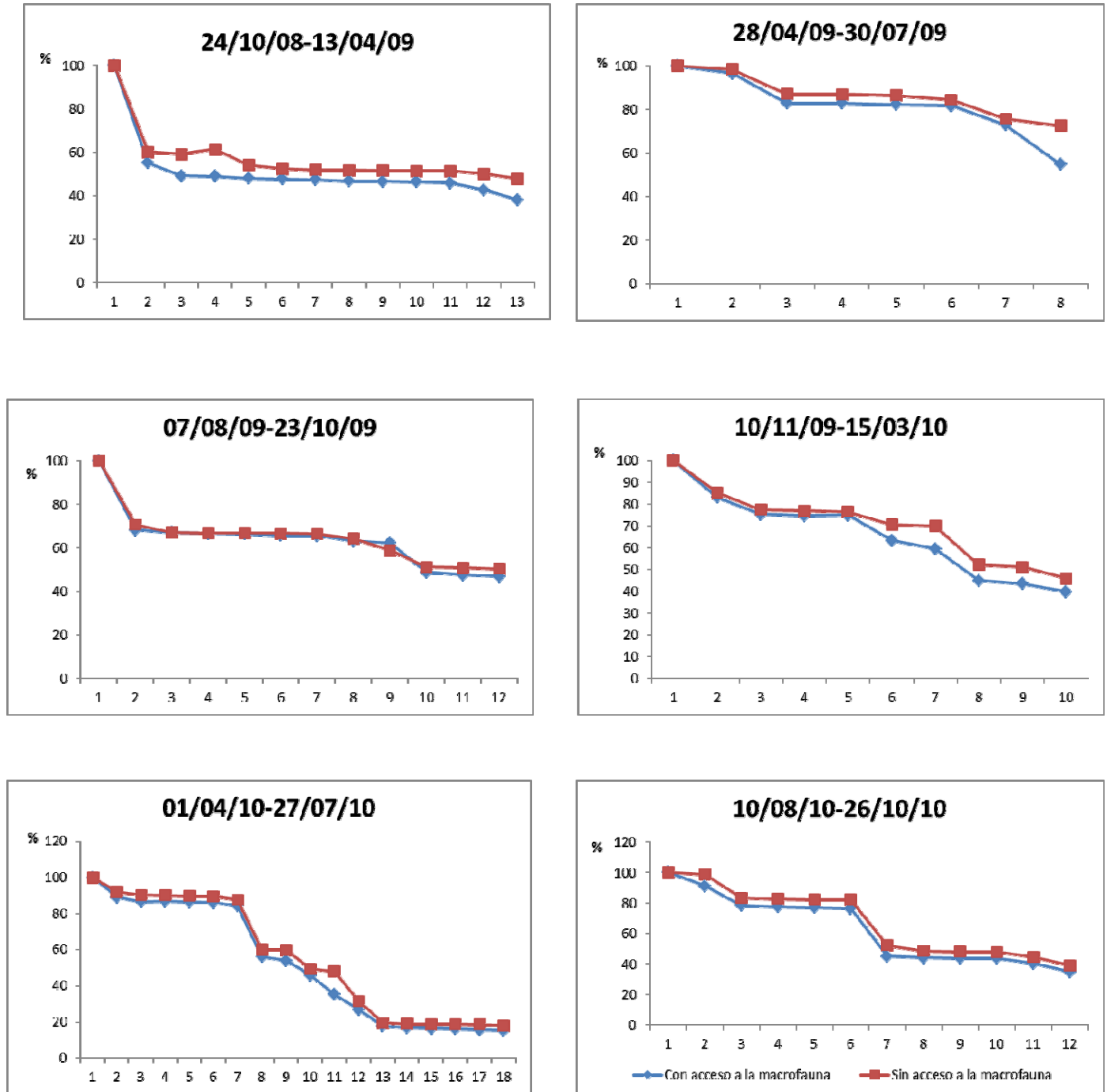


Fig 1. Descomposición del follaje de leucaena / momento de depósito

Tabla 1. Relación entre el peso remanente del follaje de leucaena como abono verde y las variables meteorológicas.

Momentos de depósito	r		
	Temperatura °C	Humedad relativa (%)	Precipitaciones (mm)
24/10/08-13/04/09	0,075	-0,77**	0,82**
28/04/09-30/07/09	-0,04	0,159	0,84*
07/08/09-23/10/09	-0,45	-0,21	0,78**
10/11/09-15/03/10	-0,62	-0,01	0,96**
01/04/10-27/07/10	0,64**	0,78**	0,89**
10/08/10-26/10/10	-0,90**	-0,806**	0,902**

*P< 0,05 **P< 0,001

Brown *et al.* (1994) plantearon que la temperatura explica en mayor medida el proceso de descomposición que las precipitaciones. Sin embargo, Aerts (1997) y Trofymov *et al.* (2002) señalaron que el decrecimiento de la temperatura implica la reducción en la actividad de los descomponedores y reduce la calidad de los materiales orgánicos que se incorporaran en el suelo. Por su parte, las precipitaciones no solo influyen en el proceso directamente mediante el lavado de los compuestos más solubles, sino que también modifican las condiciones para el desarrollo de la fauna descomponedora, por lo que ambos factores actúan en la dinámica de la descomposición de la hojarasca de las diferentes especies vegetales.

En este sentido, la composición taxonómica de la macrofauna asociada al proceso de descomposición del follaje de leucaena estuvo constituida por cuatro Phylum, seis clases siete órdenes (tabla 2). La comunidad estuvo constituida por el 97% de organismos detritívoros y 3 % de depredadores.

El efecto de los invertebrados edáficos en la descomposición de la materia orgánica es esencial, ya que mediante su alimentación hacen el material más asequible a la acción de los microorganismos descomponedores, además de contribuir a la diseminación de hongos y bacterias y al transporte vertical de la materia orgánica desde la superficie hacia las capas más profundas del suelo, lo cual aumenta la velocidad de descomposición (Prieto y Rodríguez, 2001; Cotrufo *et al.*, 2005 e Isaac y Nair, 2005).

Tabla 2. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna asociada al proceso de descomposición

Phylum Subphylum *	Clase	Orden	Grupo trófico
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Detritívoro
		Orthoptera	Detritívoro
	Diplopoda	Spirobolida	Detritívoro
	Aracnida	Araneae	Depredador
Arthropoda Crustacea *	Malacostraca	Isopoda	Detritívoro
Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	Detritívoro
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Detritívoro

La selección de alimento depende mucho de la categoría ecológica del invertebrado. Los invertebrados epigeos, que viven y se alimentan de la hojarasca superficial (Cabrera, 2003), producen *in situ* modificaciones importantes de la hojarasca y de la madera en descomposición. Los artrópodos epigeos poseen una importancia adicional, ya que participan en infinidad de procesos que ocurren en el suelo, como la reducción de los fragmentos vegetales y el reciclado de nutrientes (Rivera y Carrasco, 1991; Torres *et al.*, 2005).

El comportamiento de la densidad y la biomasa de los invertebrados durante el proceso de descomposición del follaje se muestra en las figs. 2 y 3. La mayor cantidad de biomasa de individuos se alcanzó en las bolsas con diámetro de malla de 1 cm² y por lo general, el comportamiento está muy relacionado también con el comportamiento de las variables meteorológicas.

Además las condiciones de humedad y temperatura que se genera en el sistema, a partir de la presencia de la leucaena y la morera parecen haber favorecido también este comportamiento (Mwiinga *et al.*, 1994). Por otra parte, los árboles, especialmente los leguminosos, presentan una biomasa con un alto contenido de proteína, la cual al depositarse sobre el suelo es una fuente de alimentación para los organismos edáficos, ya que se conoce que la hojarasca es su principal vía de alimentación, además de constituir un nicho ideal para refugiarse (Kolmans y Vásquez, 1996).

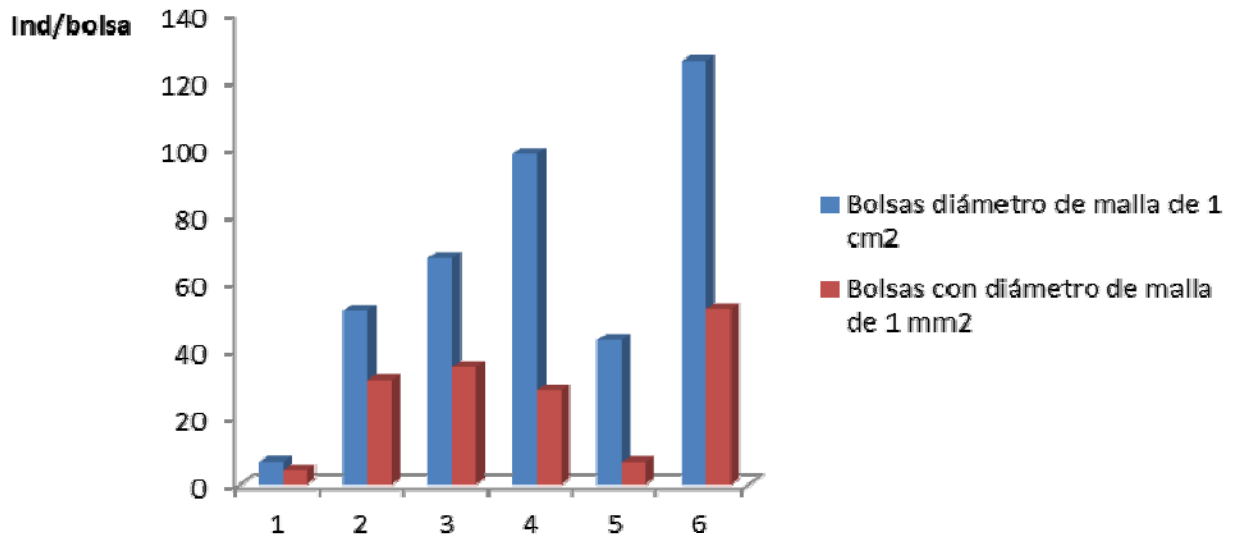


Fig. 2. Comportamiento de la densidad de macrofauna/ bolsas.

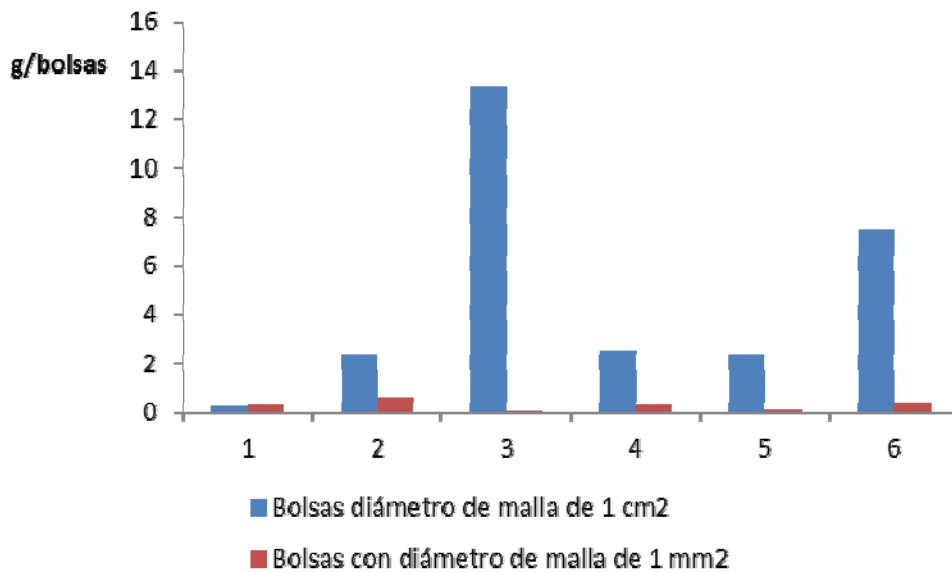


Fig. 3. Comportamiento de la biomasa de la macrofauna/ bolsas.

La presencia de los diferentes órdenes de la macrofauna en los distintos momentos de depósito del follaje en el sistema se muestra en la figura 4. Se observa que existe una mayor riqueza de órdenes durante todo el proceso de descomposición en los momentos que se corresponden con los períodos lluviosos, corroborando lo antes expuesto.

Además se puede apreciar la similitud en cuanto a la abundancia de órdenes con respecto a las bolsas utilizadas, difiriendo solo en el tamaño y peso de los organismos.

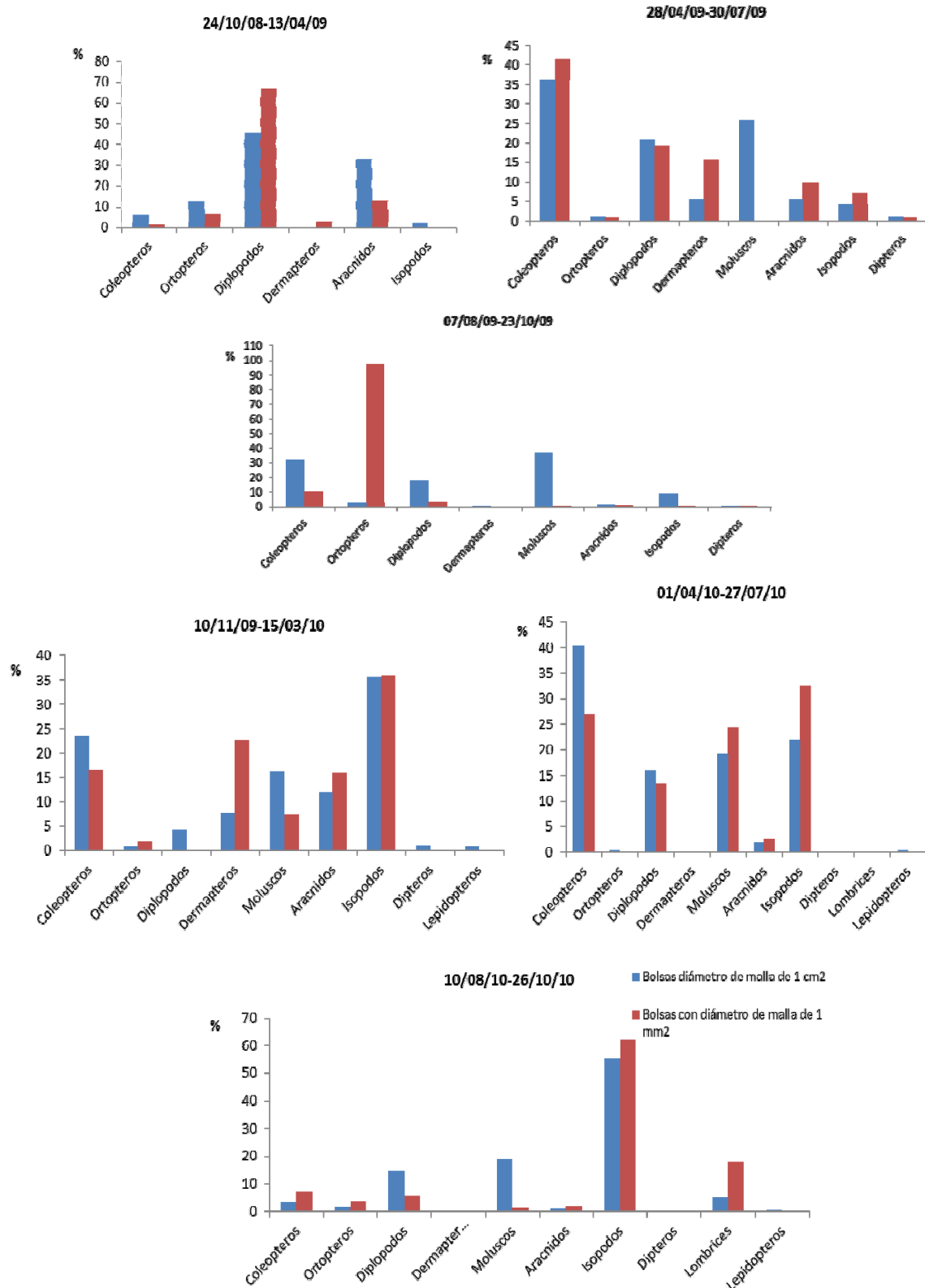


Fig 4. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes momentos de descomposición del follaje de leucaena.

En estudios realizados por Sánchez y Reyes (2012), con el objetivo de determinar la riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica como indicadores de calidad del suelo en una asociación morera-árboles leguminosos, encontraron una mayor diversidad cuando depositaron el 100 % del follaje de leguminosas arbóreas sobre el suelo, y especialmente el predominio de algunos ordenes considerados de vital importancia, como los diplópodos e isópodos.

Senapati, Panigrahi y Lavelle (1994) señalaron que la diversidad y abundancia de la macrofauna edáfica, así como la presencia de determinados grupos en un sistema, pueden ser usados como indicadores de la calidad de los suelos; por tanto, los resultados de este estudio permiten inferir que, de cierto modo, el sistema de asociar árboles con morera pudiera constituir una alternativa sostenible, al incrementar la diversidad de órdenes.

IV.2 Experimento 2. Evaluación de las comunidades de macrofauna en el suelo

La composición taxonómica de las comunidades de la macrofauna edáfica en el sistema (tabla 3) describe un total de 1 540 individuos agrupados en cuatro Phylum, cinco clases y seis órdenes. De un total de 6 órdenes de invertebrados colectados, cinco de ellos estuvieron presentes también en el estudio de descomposición del follaje.

La comunidad estuvo constituida por 71,87 % de organismos epígeos y 28,12 % endógeos. El predominio de organismos epígeos, fundamentalmente detritívoros, resulta un factor de gran importancia en la estabilidad y el mejoramiento de la fertilidad del suelo y la productividad de los cultivos (Vannier, 1985).

Además, en los ecosistemas donde hay una mayor protección y cobertura del suelo, y existe un mayor aporte de hojarasca, como es el caso de los sistemas silvopastoriles, las comunidades del suelo están dominadas por la fauna epígea (Brussaard *et al.*, 1996).

Por su parte, los organismos endógeos estuvieron representados por las lombrices de tierra y el 100% de las especies son mesohúmicas, que se alimentan del suelo dentro de los 10-20 cm superiores (Lavelle, 1994), y son excavadores activos que pueden fortalecer la formación de bioporos y de agregados estables en este (Anderson e Ingram, 1993).

El comportamiento de la densidad y la biomasa de la macrofauna total y por estratos, se muestra en las figs. 5 y 6. En sentido general se encontró un comportamiento similar en cuanto a la densidad total en ambos muestreos, sin embargo, existe una mayor preferencia en la hojarasca o follaje sobre el suelo. Por el contrario, el mayor valor de biomasa, corresponde al estrato 0-10 cm.

Tabla 3. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna del suelo.

Phylum Subphylum *	Clase	Orden	Grupo trófico	Categoría ecológica
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Detritívoro	Epigea
		Orthoptera	Detritívoro	Epigea
	Diplopoda	Spirobolida	Detritívoro	Epigea
Arthropoda Crustacea *	Malacostraca	Isopoda	Detritívoro	Epigea
Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	Detritívoro	Epigea
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Detritívoro	Endógea mesohúmica

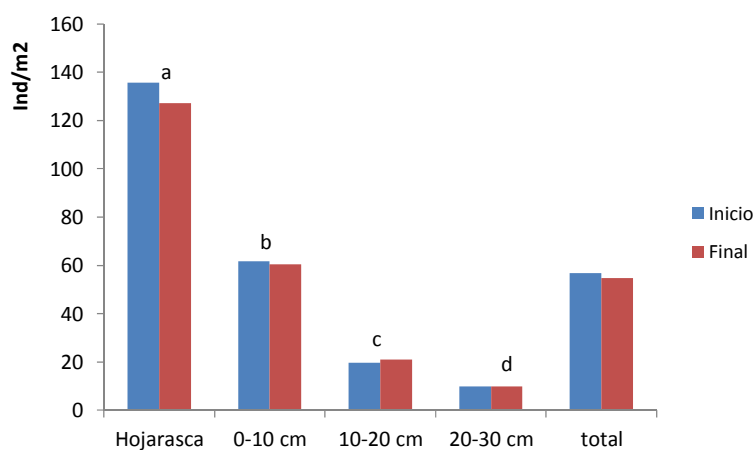


Fig. 5. Comportamiento de la densidad de la macrofauna total y por estratos

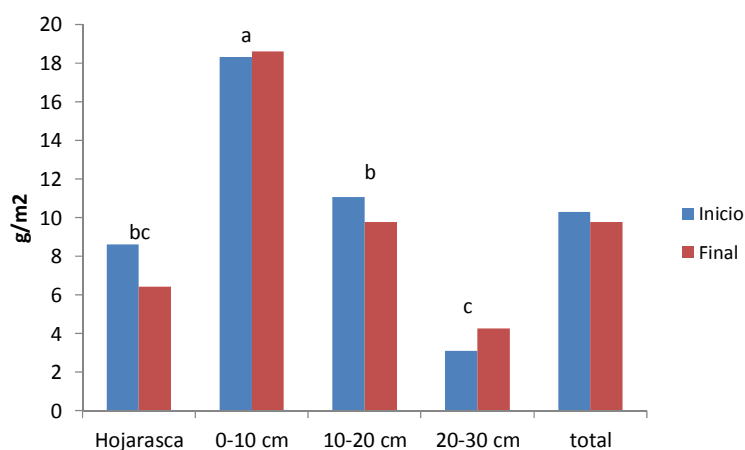


Fig. 6. Comportamiento de la biomasa de la macrofauna total y por estratos

En cuanto a los órdenes en la figs 7 y 8, se muestran la representatividad de cada uno. La mayor presencia de especies como las lombrices, los coleópteros, isópodos y diplopodos, resulta de vital importancia, pues son consideradas dentro de la macrofauna edáfica como activos consumidores de materia orgánica (Cabrera, 2012; García *et al.*, 2012).

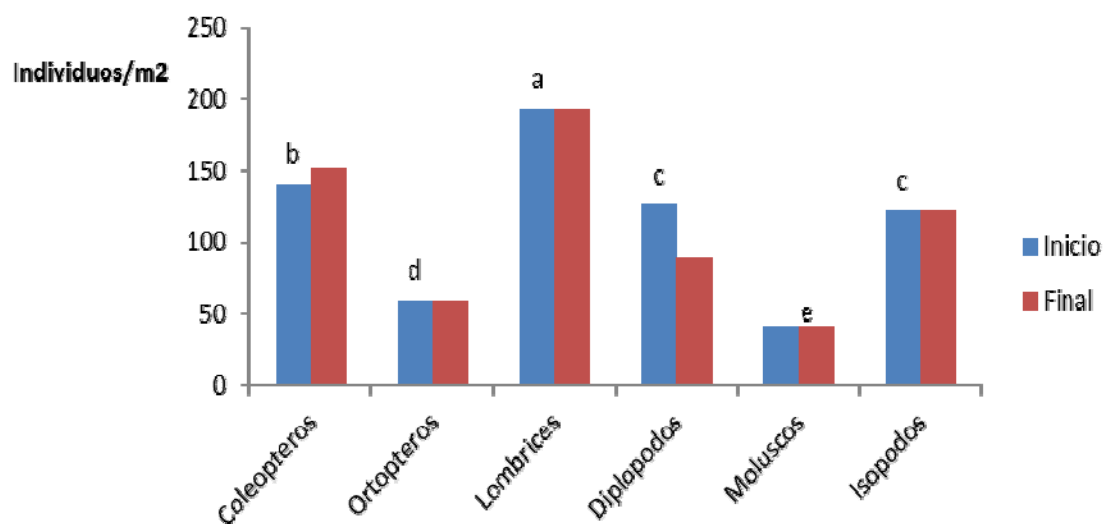


Fig. 7. Diversidad de ordenes/densidad de la macrofauna edáfica.

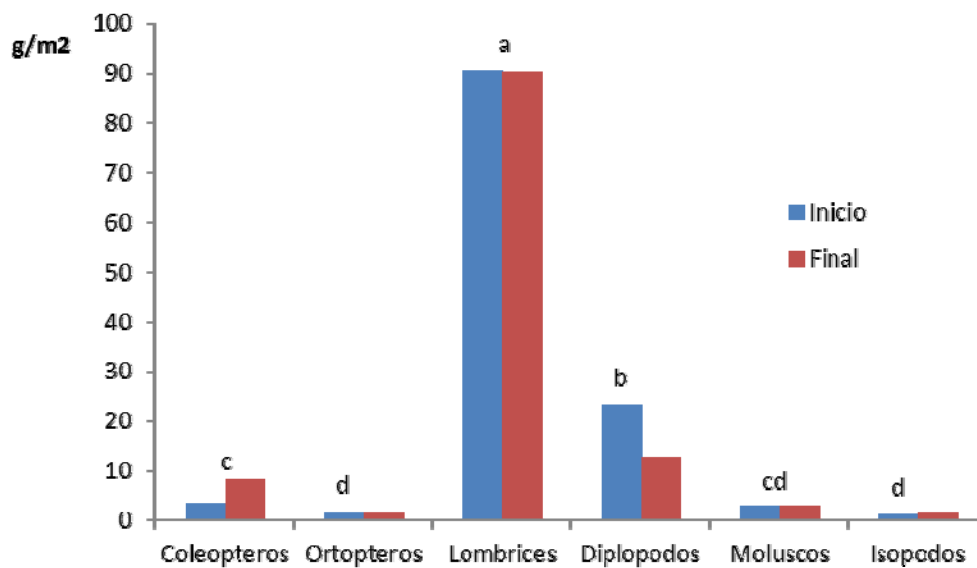


Fig. 8. Diversidad de ordenes/biomasa de la macrofauna edáfica.

Estos resultados parecen estar relacionados con el efecto que ejercen los árboles y arbustos en el suelo, al regular factores como la temperatura y la humedad, y crear, por lo tanto, un microclima con características edafoclimáticas acordes con la exigencia de una gran cantidad de organismos vivos que desarrollan su vida o una gran parte de ella en o sobre el suelo.

Hernández *et al.* (2010) al evaluar la utilización del follaje de diferentes árboles leguminosos como alternativa de manejo indirecto de la fauna edáfica, concluyeron que permite su incremento en cantidad y diversidad, fundamentalmente los diplópodos, lombrices de tierra e isópodos.

Este comportamiento de la macrofauna del suelo, en sistemas que incluyen la leucaena, ha sido señalado por numerosos autores. En este sentido, Sánchez y Milera (2002) al evaluar la dinámica de la macrofauna en pastizales de gramíneas asociadas con leguminosas arbóreas *L. leucocephala* y *Albizia lebbeck*, concluyeron que los árboles en el pastizal determinaron un notable aumento de la diversidad de estos organismos.

Por su parte, Sánchez y Hernandez (2001), al estudiar el efecto del follaje de *Bauhinia purpurea* asociada con *P. máximo*, observaron que el número de individuos fue significativamente mayor al final de la etapa de estudio y se incrementó a medida que aumentó la cantidad de follaje depositado sobre el suelo. Proporcionalmente los órdenes que mostraron una mayor cantidad de organismos se correspondieron con los diplópodos y los

oligoquetos (lombrices de tierra), lo cual les permitió inferir que en este sistema el proceso de descomposición del follaje de *bauhinia* estuvo influido, en gran medida, por las poblaciones de dichos individuos.

Cabrera (2006), al valorar diferentes manejos agroecológicos empleados en sistemas ganaderos, llegó a la conclusión de que la alternativa de asociar gramíneas con leguminosas herbáceas o arbóreas favorece el establecimiento de las comunidades de la macrofauna, y señaló que la presencia de la leguminosa arbórea *L. leucocephala* posibilitó que las comunidades de invertebrados edáficos fueran 1,8 veces más altas respecto a un pastizal de gramínea.

Este comportamiento puede deberse a la interacción de varios factores relacionados con: a) el ambiente que propicia en la rizosfera la introducción de árboles en el sistema (Alonso, 2004; Lok, 2005); b) la existencia de una mayor cantidad de raíces en los primeros 20 cm (Crespo y Fraga, 2006; Giraldo *et al.*, 2006) que estimulan la actividad biológica (Kolmans y Vásquez, 1996); y c) la presencia de alimentos de alta calidad para la fauna, debido a la mezcla de hojarasca proveniente de ambas arbórea (Alfarado *et al.*, 2001; Licona *et al.*, 2004; Lok, 2005).

El estudio del componente suelo, a través de algunos indicadores químicos, evidencia que la composición química tendió a ser mayor al final del período experimental, lo cual indica la estabilidad del sistema (tabla 4).

Según Lok (2005) un suelo con adecuados tenores de materia orgánica tendrá mejor agregación y tenderá a ser menos denso, lo que permite un mejor desarrollo y penetración de las raíces, mejores tasas de infiltración y estimulación de la acción de la fauna edáfica, todo lo cual se manifiesta en la mayor calidad del suelo (Betancourt *et al.*, 2005).

Los mecanismos a través de los cuales los árboles de los sistemas silvopastoriles contribuyen al mejoramiento de la fertilidad de los suelos incluyen: la fijación de nitrógeno (dada principalmente por las leguminosas); el reciclaje de nutrimentos (deposición y descomposición de hojarasca); el bombeo y la mejora en la eficiencia del uso de nutrientes; el mantenimiento de la materia orgánica y el control de la erosión. El efecto de este conjunto de mecanismos provoca mejoras en la productividad del suelo, y en ocasiones puede ser tan fuerte que sobrepasa las pérdidas en rendimiento de la pastura, ocasionadas por el sombreadamiento. (Serrao y Toledo, 1996; Schroth, 2003; Alonso *et al.*, 2005).

Tabla 4. Composición química del suelo del sistema estudiado.

Indicador	Profundidad(cm)	Inicio	Final
MO (%)	0-10	3,54	3,76
	10-20	3,09	3,48
	20-30	2,79	3,06
pH	0-10	5,93	5,90
	10-20	5,84	5,80
	20-30	5,73	5,71
P ₂ O ₅ (mg/100 g)	0-10	1,31	2,17
	10-20	0,93	1,47
	20-30	0,54	1,16
K ₂ O (mg/100 g)	0-10	4,33	8,79
	10-20	3,03	5,12
	20-30	2,20	3,20
N total (%)	0-10	0,177	0,180
	10-20	0,150	0,170
	20-30	0,114	0,150
N asimilable (%)	0-10	0,0053	0,0056
	10-20	0,0045	0,0052
	20-30	0,0017	0,0046

Los índices ecológicos del suelo indican que el manejo establecido en este sistema, donde se deposita durante más de 10 años el follaje de esta arbórea sobre el suelo, ha posibilitado una favorable diversidad biológica de los organismos pertenecientes a la macrofauna, pues el índice de Shannon, con valores superiores a 1 en ambos muestreos, así lo demostró (tabla 5).

Tabla 5. Comportamiento de los índices ecológicos del suelo.

Índices ecológicos	2008	2010	EE±
Índice de Shannon, H	1,68	1,67	0,005
Índice de Riqueza, R	6	6	0,0001
Índice de Uniformidad, e	0,28	0,28	0,003

Según Beare *et al.* (1995) la biodiversidad de organismos del suelo es importante para mantener las numerosas y complejas interacciones entre dichos organismos y su contribución al ciclo biogeoquímico.

El beneficio de la fauna edáfica influye positivamente en los indicadores productivos de las plantas, lo cual se evidenció en el estudio comparativo de los efectos de la asociación y la aplicación del follaje de albizia y gliricidia como abono verde en un sistema multiasociado con morera, en el que se apreció un mayor rendimiento de biomasa comestible de la morera, cuando se aplicó el 100% del follaje de la albizia (Reyes, *et al.*, 2002).

De igual forma Pentón *et al.* (2008) señalaron que el cultivo de morera asociada con leucaena, permite incrementar los rendimientos de forraje a partir de la poda total de la arbórea tres veces al año, ya que superó el rendimiento cuando se comparó con el tratamiento testigo.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES

1. La descomposición del follaje de leucaena como abono verde muestra similar patrón de descomposición en los dos tipos de bolsas utilizadas. El momento de depositar el follaje de leucaena influyó en su descomposición.
2. El proceso de descomposición del follaje en el sistema estudiado está regulado en gran medida por los factores bióticos (fauna del suelo) y abióticos, especialmente, las precipitaciones.
3. La composición taxonómica de la macrofauna asociada al proceso de descomposición del follaje de leucaena como abono verde en el cultivo de la morera estuvo constituida por cuatro Phylum, seis clases, siete órdenes, estando representada por el 97% de organismos detritívoros y 3 % de depredadores.
4. La composición taxonómica de las comunidades de la macrofauna edáfica en el sistema describe un total de 1 540 individuos agrupados en cuatro Phylum, cinco clases y seis órdenes, que representan un 71,87 % de organismos epígeos y 28,12 % endógeos.
5. Los valores de densidad y biomasa de individuos, el predominio de los oligoquetos, así como los índices de diversidad, riqueza y uniformidad en el sistema, indican que la alternativa de utilizar el follaje de la leucaena como abono verde en plantaciones de morera, permite potenciar la actividad biológica del suelo, mantener niveles aceptables de nutrientes y garantizar la estabilidad del sistema.

CAPÍTULO VII. RECOMENDACIONES

1. Proponer la introducción de árboles leguminosos como abono verde, en sistemas de cultivo de la morera, como vía para restituir nutrientes al suelo y potenciar la macrofauna edáfica.

NOVEDAD CIENTÍFICA

1. El estudio de la descomposición del follaje de leucaena como abono verde en el cultivo de la morera constituye la primera investigación que se realiza en Cuba.
2. Por primera vez en el país, se ofrece resultados acerca de los organismos asociados al proceso de descomposición del follaje de leucaena como abono verde en diferentes momentos de aplicación.
3. Se ofrece información novedosa sobre el comportamiento de los indicadores de diversidad que permitirán proponer alternativas de fertilización en el cultivo de la morera, sin afectar la actividad biológica del suelo y su fertilidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Academia de Ciencias de Cuba. 1989. Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía. La Habana, Cuba. p. 41.
2. Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf-litter decomposition in terrestrial ecosystems- a triangular relationship. *Oikos* 79:439.
3. Aiwa, H. A. & Tabatabaia, M. A. 1994. Decomposition of different organic materials in soil. *Biol. and Fert. Soil* 18: 175
4. 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
5. Alfarado, E; Alvarado, A. & Chaverri, A. 2001. Cambios edáficos asociados a tres etapas sucesionales de bosque tropical seco en Guanacaste, Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 25: 7.
6. Almeida, J.E. & Fonseca, Tamara. 2002b. The high-trunk mulberry system in tropical climates. In: *Mulberry for Animal Production*. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 125
7. Almeida, J.E. & Fonseca, Tamara. 2002a. Mulberry germplasm and cultivation in Brazil. In: *Mulberry for Animal Production*. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 73
8. Alonso, J. 2004. Factores que intervienen en la producción de biomasa durante el manejo del sistema silvopastoril *Leucaena* (*Leucaena leucocephala* cv. Perú) y guinea (*P. maximum*). Tesis Dr. Cs. Agric. Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba. p.120.
9. Alonso, J.; Febles, G.; Rodríguez; I.; Achang, G. & Fraga, S. 2005. Efectos de la evolución de un sistema leucaena-guinea en la macrofauna del suelo. *Rev. cubana Cienc. agric.* 39:85.
10. Álvarez Maité; García, Margarita & Treto, Eolia. 1999. Eficiencia del nitrógeno incorporado con los abonos verdes en el cultivo del maíz. *Cultivos Tropicales* 20: 49
11. Alves, M.; Lima, A. M. de; Moreira, P. A. & Albiatti, W. Jr. 1997. Efeitos da dubação verde na infiltração de água em latossolo vermelho – escuro cultivado com citrus (compacted dis) .II Congresso Brasileiro de Ciencia do Solo, 26, Río de Janeiro.Brasil.

12. Ambika, P.K.; Das, P.K.; Katiyar, R.S. & Choudhury, P.C. 1994. The influence of vesicular arbuscular mycorrhizal association on growth, yield and nutrient uptake in some mulberry genotypes (*Morus* spp). Indian Journal of Sericulture. 33 (2):166
13. Anderson, J. M. & Ingram, J. (Eds). 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. 2nd edition. CAB International. Wallingford, UK. 221 p.
14. AOAC. 1995. Official methods of analysis. Ass. Off. Agric. Chem. 16 ed Washington, D.C
15. Araújo, A .P. & Almeida, D. L. 1993. Adubação verde associada a fosfato de rocha na cultura de milho. Pesquisa Agrop. Bras. 28: 245
16. Bardgett, R. D. & Walker, L. R. 2004. Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following degradation. Soil Biology and Biochemistry. 36: 555
17. Barois, I.; Lavelle, P.; Brossard, M.; Tondoh, J. & Martínez, M. A. 1999. Ecology of earthworm species with large environmental tolerance and/or extended distributions. In: Earthworm management in tropical agroecosistemas.Ed. by P. Lavelle. P.Hendrix & L. Brussaard. CAB International.London. p. 57
18. Bartlett, M.S. 1937. Properties of sufficiency and statistical test. Proceedings of the Royal Society of London, Serie. A 160:268.
19. Beare, M.H., Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F. & Odum, E.P. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. Plant and Soil. 5:170.
20. Benavides, J. E. 2000. La morera, un forraje de alto valor nutricional para la alimentación animal en el trópico. Pastos y Forrajes. 23:1
21. Benavides, J.E. 2002. Utilization of mulberry in animal production systems. In: Mulberry for animal production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 291
22. Benavides, J.E.; Lachaux, M. & Fuentes, M. 1994a. Efecto de la aplicación de estiércol de cabra en el suelo sobre la calidad y producción de biomasa de morera (*Morus* sp). En: Árboles y arbustos forrajeros en América Central. (Ed. J.E. Benavides). CATIE. Turrialba, Costa Rica. Vol. 2. p. 495
23. Benavides, J.E.; Rodríguez, R.A. & Borel, R. 1994b. Producción y calidad del forraje king grass (*Pennisetum purpureum* x *P. typhoides*) y poró (*Erythrina poeppigiana*) en asociación. En: Árboles y arbustos forrajeros en América Central. (Ed. J.E. Benavides). CATIE. Turrialba, Costa Rica. Vol. 2. p. 441

24. Berg, B. & Laskowski, R. 2005. Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover. (Eds. B. Berg & R. Laskowski). Academic Press, New York. 448p.
25. Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*. 13 : 133
26. Betancourt, P.; González, J.; Figueroa, B. & González, F. 2005. Organic matter and soil characterization during restoration processes with cover crop on temperate areas of México. Disponible en: <http://www.chapingo.mx/terra/contenido/art139148.pdf>. (Fecha de consulta: 21/6/09).
27. Borror, D.J.; De Long, D.M. & Triplehorn, Ch. A. 1976. An introduction to the study of insects. 4º Ed. Holt, Rinehart and Winston. New York 892 p.
28. Boschini, C.; Dormond, H. & Castro, A. 1998. Producción de biomasa de la morera (*Morus alba*) en la meseta central de Costa Rica. *Agronomía Mesoamericana*. 9 (2):31
29. Boschini, C.; Dormond, H. & Castro, A. 1999. Respuesta de la morera (*Morus alba*) a la fertilización nitrogenada, dos distancias de siembra y a la defoliación. *Agronomía Mesoamericana*. 10 (2):7
30. Brinkhurst, R.O. & Jamieson, B.G.M. 1972. Aquatic Oligochaeta of the world (Oliver y Boyd, Eds.). Universidad de Toronto, Edinburgh. 860 p.
31. Brinson, M. M. 1977. Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. *Ecology*. 58: 601
32. Broesman, K.; Juma, N. Q. & Robertson, J. A. 2000. Plant residue and cropping systems effects on N dynamics in a gray luvisolic soil. *Can. J. of Soil Sci.* 80: 227
33. Brown, G.G.; Posini, A.; Benito, N.P.; de Aquino, A.M. & Correia, M.E.F. 2001. Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no tillage agroecosystems: Preliminary analysis. Report presented in the "International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems". Montreal. p .20
34. Brown, S.; Anderson, J.M.; Wooller, P.L.; Swift, M.J. & Barrios, E. 1994. Soil biological processes in tropical ecosystems. In: *The Biological management of tropical soil fertility*. Ed P.L. Wooller and M. J. Swift. TSBF. p 120.
35. Brusaard, L.; Behan-Pelletier, V.; Bignell, D.; Brown, V.; Didden, W.; Folyarait, P.; Fragoso, C.; Freckman, D.; Gupta, V.S.R.; Hattori, S.T.; Hawksworth, D.L.; Klopatek, C.; Lavelle, P.; Malloch, D.; Rusek, J.; Söderström, B.; Tiedje, J. & Virginia, R. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio*. 26:563

36. Brusca, A. & Brusca, M. 1990. Invertebrates. Sinauer Associates, Sunderland, London, 922 p
37. Brussaard, M., Lavelle, Patrick & Laurent, J. 1996. Digestion of a vertisol by the endogeic earthworms *Polypheretina elongata*, Megascolecidae, increases soil phosphate extractibility. *European Journal of Soil Biology*. 32:107
38. Bunch, R. 2000. El uso de los abonos verdes/cultivos de cobertura alrededor del mundo. Boletín "Cosecha". No. 2, Tegucigalpa. Honduras.
39. Cabrera, G de la C. 2006. La macrofauna edáfica en la valoración de manejos agroecológicos empleados en sistemas ganaderos en la Habana, Cuba. Resúmenes IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 104
40. Cabrera, G. de la C. 2003. Caracterización de la macrofauna del suelo en áreas con manejo agroecológico de Cangrejeras, la Habana, Cuba. Tesis en opción al Título Académico de Master en Ecología y Sistemática Aplicada. Instituto de Ecología y Sistemática, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Ciudad de la Habana, Cuba, 36 p.
41. Cabrera, Grisela. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes* 35:135.
42. Cáceres, O.; Ojeda, F.; González, E.; Arece, J.; Simón, L.; Lamela, L.; Milera, Milagros; Iglesias, J.M.; Esperance, M.; Montejo, I.L. & Soca, Mildrey. 2002. Valor nutritivo de recursos forrajeros tropicales para los rumiantes. [cd-rom]. Tablas de valor nutritivo. EEPF "Indio Hatuey". Matanzas, Cuba.
43. Caldentey, J., Ibarra, M. & Hernández, J. 2001. Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148: 145.
44. Calegari, A. 1999. Plantas de Cobertura e Rotação de Culturas no Sistema Plantio Directo. En: Memorias de la V Reunión Bienal de la Red Latinoamericana de Agricultura Conservacionista. Florianapolis, Santa Catarina, Brasil Memorias. CD – ROM. RELACO – 01/00
45. Cancio, F. Martínez, H. L & Ávila, U. 2004. Utilización de los abonos verdes en la agricultura. En: Abonos orgánicos. Programa de Desarrollo Sostenible del Consejo de

- Iglesias de Cuba. (PDS-CIC). Instituto de Investigaciones de Pastos y Forrajes del Ministerio de la Agricultura. p. 33
46. Canet, R. Cabello, R.; Galano, R. & Chaviano, M. 1999. Uso de la *Sesbania rostrata* como abono verde en la fertilización de variedades de arroz de bajos insumos. Revista Cubana del Arroz, vol. 1, no.1, p. 23
47. Cappellozza, L. 2002. Mulberry germplasm resources in Italy. In: Animal Production and Health Paper. No. 147. FAO, Rome. p. 97 – 101
48. Cifuentes, C.A. & Sohn, K.W. 1998. Manual técnico de sericultura: Cultivo de la morera y cría del gusano de seda en el trópico. Convenio SENA-CDTS. Colombia. 438 p
49. Clement, A.; Ladha, J. K. & Chalifour, F. P. 1998. Nitrogen dynamics of various green manure species and the relationship to lowland rice production. Agron. J. American Society of Agronomy, vol. 90, no.2 p. 149
50. Cotrufo, M. F. 2005. Palatability trial on hardwood leaf litter grown under elevated CO₂: a stable carbon isotope study. Soil Biology & Biochemistry. 37: 1105
51. Cotrufo, M. F., Drake, B. & Ehleringer, J. R. 2005. Palatability trials on hardwood leaf litter grown under elevated CO₂: a stable carbon isotope study. Soil Biology & Biochemistry 37: 1105
52. Coutinho, J. 2001. Efeito da secagem e re – humedecimento do solo: modelos cinéticos de estimativa do N mineralizável. En: Congreso Latinoamericano y Cubano de la Ciencia del Suelo. CD-ROM.
53. Crespo, G. & Fraga, S. 2006. Avances en el conocimiento del reciclaje de los nutrientes en sistemas silvopastoriles. Memorias IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones “Plaza América”, Varadero, Cuba. p 104
54. Crespo, G. & Pérez, A. A. 1999. Significado de la hojarasca en el reciclaje de los nutrientes en los pastizales permanentes. Rev. Cubana Cienc. Agric. 33: 349
55. 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. Cien. Agric. 35: 39
56. Chen, B. 2001. Regional distribution of mulberry varieties in Anhui province. Mulberry for animal feeding in China. Proceedings of a Workshop. Hangzhou, P.R. China. p. 55

57. Da Costa, M. 1995. Abonos verdes: Una práctica indispensable en los sistemas agrícolas de las regiones tropicales y subtropicales. Simposio Centroamericano sobre Agricultura Orgánica. San José. Costa Rica, p. 91
58. Da Costa, M.B. & Calegari, A. 1992. Adubaça no sul do Brasil. Edit. AS - Pta. Rio de Janeiro. p.346
59. Das, P.K.; Choudhury, P.C.; Ghosh, A.; Katiyar, R.S.; Rao, G.R.M.; Mathur, V.B.; Mazamder, M.K. & Madhava Rao, Y.R. 1994. Studies on the effect of bacterial biofertilizers in irrigated mulberry (*Morus alba* L). Indian Journal of Sericulture. 33 (2):170
60. Das, P.K.; Katiyar, R.S.; Gowda, M.H.; Fathima, P.S. & Choudhury, P.C. 1995. Effect of vesicular arbuscular mycorrhizal inoculation on growth and development of mulberry (*Morus spp*) saplings. Indian Journal of Sericulture. 34 (1):15
61. Datta, R. K. 2002. Mulberry cultivation and utilization in India. In: Mulberry for animal production. Animal Production and Health Paper. No. 147. FAO, Rome. p. 45
62. Datta, R.K.; Sarkar, A.; Rama Mohan Rao, P. & Singhui, N.R. 2002. Utilization of mulberry as animal fodder in India. In: Mulberry for animal production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 183
63. De Aquino, A. M. 2008. Diversidade da macrofauna edáfica no Brazil. En: Biodiversidade do solo en ecosistemas brasileiros. (Eds. Fátima, M. S. et al). Ed. UFLA, Lavras. p. 143
64. Decaëns, T.; Jiménez, J. J.; Barros, E.; Chouvel, A.; Blanchart, E.; Fragoso, C. & Lavelle, P. 2004. Soil macrofauna communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. Agriculture, Ecosystems and Environment. 103 - 301
65. Dos Santos, J. P.; Díaz, A.; Vázquez, V.; González, J. & Ledesma, Cristina. 2010. Uso de los abonos verdes: [www. Mailxmail. Com/Curso – uso de abonos verdes](http://www.mailxmail.com/Curso-uso-de-abonos-verdes).
66. Duncan, D.B. 1955. Múltiple range and multiple F test. Biometrics 11:1.
67. Espinosa, E. & Benavides, J.E. 1996. Efecto del sitio y de la fertilización nitrogenada sobre la producción y calidad del forraje de tres variedades de morera (*Morus alba* L). Agroforestería en las Américas. 3 (11-12): 24
68. FAO, 2001. Soil Biodiversity. What is it? Soil Biodiversity: Portal. Land and water (AGL). <http://www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/soiltxt.htm>.
69. Fathima, P.S.; Das, P.K. & Katiyar, R.S. 2000. Effect of different levels and sources of phosphorus on VA mycorrhizal root colonization and spore load in mulberry (*Morus alba* L). Crop Research. 20 (3): 504

70. 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
71. Fioretto, A.; Di Nardo, C.; Papa, E. & Fuggi, A. 2005. Linnin and cellulose degradation and nitrogen dynamies during decomposition of there leaf litter species in a Mediterranean ecosistem. Soil Biology and Biochemistry. 37: 1083
72. Fuente, de la J.A. 1994. Zoología de Artrópodo. Ed Interamericana-McGraw-Hill. España, 805 p.
73. García, D.E.; Ojeda, F. & Pérez, Guadalupe. 2002. Comportamiento fitoquímico de cuatro variedades de Morus alba en suelo Ferralítico Rojo con fertilización. [cd-room]. Memorias V Taller Internacional Silvopastoril. I Reunión Regional de Morera. EEPF "Indio Hatuey". Matanzas, Cuba.
74. García, Margarita. 1998. Contribución al estudio y utilización de los abonos verdes en los cultivos económicos desarrollados sobre un suelo Ferralítico Rojo. Tesis en opción al grado de Dr en Ciencias Agrícolas. La Habana: UNAH: Universidad Agrícola de La Habana.
75. García, Y., Ramírez, Wendy & Sánchez, Saray. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. Pastos y Forrajes 35:135.
76. García; Margarita.; Treto, Eolia & Álvarez; Mayté. 2002. Época de siembra más adecuada para especies promisorias de abonos verdes en las condiciones de Cuba. Cultivos Tropicales. 23 (1): 5
77. Gassen, D.N. & Gassen, F.R. 1996. Plantio directo o caminho do futuro. Passo Fundo, aldeia Sul. p. 207
78. Giller, K & Wilson, K. 1991. Nitrogen fixation in tropical cropping systems. CAB. International, Wallingford, U.K. p. 313
79. Giraldo, L.A., Zapata, M & Montoya, E. 2006. Estimación de la captura y flujo de carbono en silvopastoreo de *Acacia mangium* asociada con *Brachiaria dyctioneura* en Colombia. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 97.
80. Gong, L; Ren, D.J. & Wang, Y. 1995. Studies on the solar energy utilization of mulberry fields with different planting densities. Sericologia. 35 (3):497

81. González, E. & Cáceres, O. 2002. Valor nutritivo de árboles, arbustos y otras plantas forrajeras para los rumiantes. *Pastos y Forrajes*. 25:15
82. Heal, O. W.; Anderson, J. M. & Swift, M. J. 1997. Plant litter quality and decomposition and historical overview. In. *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. (Cadish, G. and Giller, K. E., Eds.). – CAB International. Wallingford, UK. p. 3
83. Hendrix, P. F.; Crossley, D. A.; Blair, J. M. & Coleman, D. C. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. *Sustainable Agricultural Systems*. Ed. C. A. Edwards, R. Lal, P. Madden, R. H. Miller and G. Honse. Soil and Water Conservation Society. Ankeny. Iowa. p. 637
84. Hernández, A., Pérez, J. M., Bosch, D., Rivero, L., Camacho, E., Ruíz, J., Salgado, E. J., Marsán, R., Obregón, A., Torres, J. M., González de la Torre, J. E., Orellana, R., Paneque, J., Nápoles, P., Fuentes, E., Duran, J. L., Peña, J., Cid, G., Ponce de León, D., Hernández, M., Frometa, E., Fernández, L., Carcés, N., Morales, M., Suárez, E., Martínez, E. & Ruíz de León, J. M. 1999. Nueva versión de la clasificación genética de los suelos de Cuba. Ministerio de la Agricultura. La Habana. p. 26
85. Hernández, Marta; Corbea, L.; Reyes, F.; Padilla, C.; Sánchez, Saray & Sánchez, Tania. 2010. Parte 1. Agrotecnia para el fomento de sistemas con gramíneas. En. “Recursos forrajeros, herbáceos y arbóreos”. En: *Capítulo III Principios agronómicos para la producción de pastos*. Compilado por: MSc. Milagros de la C. Milera Rodríguez Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey”. ISBN: 978-959-7138-05-1. P 51.
86. Hoffman, P.L., Sgolovatch, S.I., Adis, J. & de Moraes, J.W. 1996. Practical keys to the orders and families of millipedes of the Neotropical region (Myriapoda: Diplopoda), *Amazonia*, XLV (1/2): p 1
87. Huo, Y. 2002. Mulberry cultivation and utilization in China. In: *Mulberry for Animal Production*. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 11
88. Isaac, S. R. & Nair, M. A. 2005. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. *Soil Biology & Biochemistry*. 37: 1636
89. Kabir, N.E.; Roy, I. & Ray, D. 1991. Effect of combinations of organic materials and nitrogen fertilizer on growth and yield of mulberry. *Indian Agriculturist*. 25 (2):81
90. Kitahara, N. 2001. Mulberry – pasture association system in Japan. In: *Mulberry for animal feeding in China*. Eds. Jian, L; Yuyin, C.; Sánchez, M. & Hangzhou, China. p. 27
91. Kitahara, N.; Shibata, S. & Nishida, T. 2002. Management and utilization of mulberry for forages in Japan. 1. Productivity of mulberry-pasture association systems and nutritive

- value of mulberry. In: Mulberry for Animal Production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 235
92. Kogel – Knabner, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as input to soil organic matter. *Soil. Biology and Biochemistry*. 34: 139
93. Kolmans, E. & Vásquez, D. 1996. Manual de agricultura ecológica. Una introducción a los principios básicos y su aplicación. MAELA-SIMAS. Nicaragua. 59 - 222 p.
94. 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
95. Krishnamoorthy, R. V. 1990. Mineralization of phosphorus by faecal phosphatases of some earthworms. *Indian Trop. Proc. Indian Acad. Sci animal*. 6: 509
96. Lavelle, P. 1993. Conservation of soil fertility in low input agricultural systems of the humid tropics by manipulating earthworm communities. *Macrofauna. Project*. 1: 6
97. Lavelle, P. 1994. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystems function. 15th World Congress of Soil Science. Vol. 1: Inaugural and state of the art conferences. Acapulco, México. p. 189.
98. Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptative strategies that determine ecosystem function. *Adv. Ecol. Res*. 24: 9
99. Lavelle, P. 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil Science*. 165: 73
100. Lavelle, P. & Spain, A. V. 2001. Soil Ecology. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. p. 654
101. Lavelle, P.; Spain, A.; Blanchart, E.; Martin, S. & Schaesfer, R. 1992. The impact of soil fauna on the humid tropics. *Myths and Science of Soil of the Tropics*. Special publication No. 29. Washington, D. C. U.S.A. Soil Science Society of America.
102. Lea, H.Z. & Lee, W.C. 2001. Feasibility of the utilization of mulberry leaves as feed in Korea. *Proceedings of a Workshop. Mulberry for animal feeding in China*. Hangzhou, P.R. China. p. 12
103. Lee, K. E. 1983. The influence of earthworms and termites on soil nitrogen cycling. *Proceedings of the VIII Int. Colloquium of Soil Zoology*. Belgium.
104. Lee, K. E. 1991. The diversity of soil organism. The biodiversity of microorganism and invertebrates. Its role in sustainable agriculture. Ed. D. L. Hawsworth. CAB International. Wallingford. p. 73

105. Li. Y. 2001. An important topic to be discussed: Utilization of mulberry leaves and production of animal fibers. In: Mulberry for animal feeding in China (Eds. Jian, L.; Yuyin, C.; Sánchez, M. & Xingmeng, L). Hangzhon, China. p. 1
106. Libreros, H.; Benavides, J.E.; Kass, D. & Pezo, D. 1994. Productividad de una plantación asociada a poró (*Erythrina poeppigiana*) y king grass (*Pennisetum purpureum* x *P. typhoides*). II. Movilización de minerales. En: Árboles y arbustos forrajeros en América Central. (Ed. J.E. Benavides). CATIE. Turrialba, Costa Rica. Vol. 2. p. 475
107. Licona, A., Gutierrez, M.C. & Ortiz, C.A. 2004. Estructura del suelo en el sistema agroforestal café-plátano y árboles de sombra en Veracruz, México. XVI Congreso Latinoamericano y XII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. Cartagena de Indias, Colombia, p. 124.
108. Lim, S. Young – Taek, K. & Sang – Poong, L. 1990. Sericulture training manual Eds. Jun, R.; Jung – Sung, L. & Byung – Ho, L. FAO. Agricultural Services Bulletin. No. 80. p. 117
109. 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.
110. Liu, J.X.; Yao, J.; Yan, B.J.; Shi, Z.Q.; Wang, X.W. & Yu, J.Q. 2002. Mulberry leaf supplement for sheep fed ammoniated rice straw. In: Mulberry for Animal Production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 189
111. Lok, S. 2005. Estudio y selección de indicadores de la estabilidad en el sistema suelo-planta de pastizales en explotación. Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencia Animal, La Habana, 130 p.
112. Mactierman, K. B.; Couteaux, M.M.; Berg, B.; Berg, M. P.; Calvo de Ant, R.; Gallardo, A.; Kratz, 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. Htt: // www.elsevier.com/locate/soibio. [Consulta: 21 de junio 2007].
113. Machado, R. & Seguí, Esperanza. 1997. Introducción, mejoramiento y selección de variedades comerciales de pastos y forrajes. *Pastos y Forrajes*. 20:1

114. Machii, H. 2002. Evaluation and utilization of mulberry for poultry production in Japan. In: Mulberry for Animal Production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 241
115. Machii, H.; Koyama, A. & Yamanouchi, H. 1999. A list of genetic mulberry resources maintained at National Institute of Sericultural and Entomological. Science. Misc. Publ. Nat. Inst. Seric. Entomol. Sci. 26 : 1
116. 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.
117. Martín, G. M. & Rivera, R. 2000. Mineralización de dos especies promisorias de abonos verdes en suelo Ferralítico Rojo (Ferrosol) mediante el método de incubación aeróbica. Cultivos Tropicales, vol. 21, No. 2, p. 73
118. Martín, G. M. 2002. Mineralización del nitrógeno de los abonos verdes y su participación en la nutrición del maíz (*Zea mays L*) cultivado sobre un suelo Ferralítico Rojo de La Habana. [Tesis de Maestría], INCA, Cuba p. 73
119. Martín, G.; Reyes, F.; Hernández, I. & Milera, Milagros. 2002. Agronomic studies with mulberry in Cuba. In: Mulberry for animal production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 103
120. Martín, G.J. 2004. Evaluación de los factores agronómicos y sus efectos en el rendimiento y la composición bromatológica de *Morus alba* Linn. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Agrícolas. Universidad de Matanzas "Camilo Cienfuegos". Matanzas, Cuba. 95 p.
121. Martín, G.J. 2011. Estudios de comportamiento agronómico de la morera (*Morus alba*.Linn) en Cuba. En: Morera un nuevo forraje para la alimentación del ganado. (Ed. Milagros Milera). EEPF Indio Hatuey. Matanzas, Cuba. p.53
122. Martín, G.J., Noda, Yolai, Pentón, Gertrudis, García, D.E.; García, F., González, E., Ojeda, F., Milera, Milagros, López, Ly, O. J., Leiva, Liliam & Arece, J. 2007. La morera (*Morus alba*, Linn.): una especie de interés para la alimentación animal. Pastos y Forrajes, Vol. 30: 3
123. 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

124. Martins, A & Leane, María. 1998. Efeitos de adudos verdesno componentes de producao de diferentes cultivares de milho. Ciencia e Agrotec. 22: 466
125. Martius, C.; Höfer, H.; García, M.V.B.; Römbke, J. & Hanagarth, W. 2004. Litter fall, litter stoks and decomposition rates in rainforest and agroforesty sites in central Amazonia. In: Nutrient cyclig in Agroecosystems. Kluver Academic Publisher. The Netherlands. p. 137
126. Masters, G.J. & Mefford, M.J. 2004. Belowground herbivores and ecosystem processes. Ecological Studies 173: 93
127. Matic, Z., Negrea, S.T. & Martínez, C.F. 1977. Recherches sur les Chilopodes hypogés de Cuba. En: Resúltats des expéditions biospeologiques Cubano-Roumaines á Cuba (T. Orghidan, A. Núñez Jiménez, V. Decou, S.T. Negrea & N.V. Bayés eds), 40 p.
128. Meelu, O; Yadvinder – Singh & Bijay – Singh. 1994. Green manuring for soil productivity improvement. World Soil Resources Report Department of Soils Punjab Agricultural University Ludhjiana, India. Roma: FAO, p. 119
129. Moore, J.C.; Berlow, E.L.; Coleman,D.C.; Ruitter, P.C.; Dong, Q.; Hasting, A.; Johnson, N.C.; McCann, K.S.; Meloille, K.; Morin. P.J.; Nadelhoffer, K.; Rosemond, A.D.; Post, D.M.; Sabo, J.L.; Scow, K.M.; Vanni, M.J.& Wall, D.H. 2004. Detritus, tropic dynamics and biodiversity. Ecology Letters 7: 584
130. Muys. C; Lust, N. & Granval, P. H. 1992. Effects of grassland afforestation with different tree species on carthworn communitons litter descomposition and nutrient status. Soil Biol. Biochem. 24: 12
131. Mwiinga, R.D, Kwesiga, F.R. & Kamara, Ch, S. 1994. Decomposition of leaves of six multipurpose tree species in Chipata, Zambia. Forest Ecology and Management 64: 209.
132. Odum, E.P. 1989. Ecología. Tercera edición. Edición Revolucionaria. La Habana, Cuba. p. 400
133. Omar, S.S.; Shayo, C.M. & Udén, P. 1998. Voluntary intake and digestibility of mulberry (*Morus alba*) diets by goats. In: The potential of mulberry (*Morus alba*) as fodder tree for goats in semi-arid Tanzania. M.Sc. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences.
134. Omin, J. F. M; Mathuva, M; Otieno, K. & Fritzhuigh, H. A: 1990. Soil fertility changes and response of maize and beans to green manures of *Leucaena*, *Sesbania* and pigeonpea. Agroforesty Systems 12: 197

135. Oniani, O. G. 1964. Determinación del fósforo y potasio del suelo en una misma solución de los suelos Krasnozen y Podsólicos en Georgia. *Agrojima* 6: 25.
136. Ortiz, Ma. Laura; Sánchez, E. & Gutiérrez, Margarita. 2001. Efectos de la adición de biósólidos sobre un suelo agrícola y un cultivo de maíz. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Programa y Resúmenes. Boletín No. 4 p. 115
137. Oviedo, J.F. 1995. Morera (*Morus sp*) en asociación con Poró (*Erythrina poeppigiana*) como suplemento para vacas lecheras en pastoreo. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 86 p.
138. Palm, C. A. & Sánchez, P. A. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. and Biochem.* 23 : 83
139. Patra, K .N. & Shankar, M .A. 1998. Response of mulberry varieties to spacing and nitrogen levels under rain fed condition. *Mysore J. Agriculture Science.* 32:51
140. Pentón, Gertrudis, Martín, G.J. & Pedroso, A. 2008. Comportamiento morfoagronómico de la morera (*Morus alba L.*) var. Tigreada asociada con *Leucaena leucocephala*. Memorias. XVI Congreso Científico Internacional. [CD-ROM]. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. San José de las Lajas, Cuba
141. Pérez-Asso, A.R. 1995. A new milliped genus of the familiy Chelodemidae (Diplopoda/Polydesmida) from Cuba. *Insecta Mundi*, 9:171.
142. Pérez-Asso, A.R. 1996. The genus Nesobulus (Dipolpoda: Spirobolidae: Rhinocriciidae) in Cuba. *Insecta Mundi*, 10: 1.
143. Pérez-Asso, A.R. 1998. Revisión y nuevas especies del genero (Dipolpoda: Spirobolidae) en la Isla de Cuba. *Caribbean Journal of Science*, 34:67.
144. 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
145. Prieto, D. & Rodríguez, C. 2001. Fauna edáfica asociada a la hojarasca de la caña de azúcar en la etapa inicial de su descomposición. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4, p. 68
146. Ramos, T.O.; Lara, L.P.E.; Rivera, L.J.A. & Sanginés, G.J.R. 2002. Mulberry production withswine lagoon effluent. In: *Mulberry for Animal Production*. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 261

147. Rekhi, R. S. & Bajwa, M. S. 1994. Effect of urea application timing on ammonia volatilization in green manure amended Wetland rice soil. International Rice Research Notes, vol. 19, no. 1
148. Reyes, F.; Milera, Milagros & Matías, C. 2000. Efecto del intercalamiento de leguminosas temporales en el establecimiento de morera (*Morus alba*). Pastos y Forrajes. 23:219
149. Reyes, F.; Sánchez, Saray & Pentón, Gertrudis. 2002. Efecto de la producción y calidad de *Morus alba* en asociación con plantas arbóreas leguminosas. En: I Reunión regional "Morera, planta multipropósito". EEPF "Indio Hatuey". Matanzas, Cuba. p. 2
150. Rivera, E. & Carrasco, G.V. 1991. Estructura trófica de una comunidad de artrópodos epígeos, en un magueyal del Bolsón de Mapimí, Dgo., México (Desierto Chihuahuense). Acta Zool. Mexicana. Nueva Serie. 48: 1.
151. Rivera, R. 1994. Relatorio sobre los trabajos realizados en el CNPB / EMBRAPA, durante el periodo del 15/05/94 hasta 9/12/94. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. Cuba. p. 60
152. Rivera, R. Martín, G. M. & Pérez, D. 1999. Efecto de la temperatura sobre la mineralización del nitrógeno de dos especies de abonos verdes en suelo Ferralítico Rojo. Cultivos Tropicales, vol. 20. No. 2, p. 15
153. Rivero, Carmen. 1999. Materia orgánica del suelo. Alcance 57: 1
154. Rodríguez, C. & Silva, M. 1994. Mineralización del carbono por *Trigonoilulus lumbricinus* (Diplopoda) en condiciones de laboratorio. Ciencias Biológicas 27: 123
155. Rodríguez, C.; Arias, R. & Quiñones, J. 1994. Efecto de la frecuencia de poda y el nivel de fertilización nitrogenada sobre el rendimiento y calidad de la biomasa de morera (*Morus sp*). En: Árboles y arbustos forrajeros en América Central. (Ed. J.E. Benavides). CATIE. Turrialba, Costa Rica. Vol. 2. p. 515
156. Royston, P. 1982. "An Extension of Shapiro and wilk's test for normality to large samples". Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics) 31: 115.
157. Saliabury, F.B. & Roos, C. 1994. Fisiología vegetal 4ta ed. Grupo Editorial Iberoamericano. México. p. 759
158. Sánchez, M. D. 2001. Mulberry as animal feed in the world. In: Mulberry for animal feeding in China. (Eds. Jian, L. Yuyin, C.; Sánchez, M. & Xiingmeng, L). Hangzhou, China. p. 1

159. Sánchez, M. D. 2002. World distribution and utilization of mulberry and its potential for animal feeding. In: Mulberry for Animal Production. Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 1
160. Sánchez, S. & Milera, M. 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.
161. Sánchez, Saray & Hernández Marta. 2001. Efecto de la adición del follaje de *Bauhinia purpurea* sobre la macrofauna del suelo. Pastos y Forrajes. 24:41
162. Sánchez, Saray & Reyes, F. 2012. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en una asociación de *Morus alba* y leguminosas arbóreas. Memorias XVIII Congreso Científico Internacional del INCA, Cuba. CD-ROOM
163. Sánchez, Saray & Reyes, Francisco. 2011. Estudio de la macrofauna edáfica en una asociación de *Morus alba* y leguminosas arbóreas. En Capítulo II. Estudios Agronómicos. Libro: Morera: un nuevo forraje para la alimentación del ganado Estación Experimental de Pastos y Forrajes "Indio Hatuey". ISBN: 978-959-7138-03-7.p 112
164. Sánchez, Saray, Crespo, G. & Hernández, Marta. 2008. Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. Pastos y Forrajes. 31:99
165. Sánchez, Saray. 2007. Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq y en un sistema sivopastoril de *P. máximo* y *Leucaena leucocephala* (Lam). Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba. P. 123
166. Sánchez, Saray; Hernández, Marta & Ruz, F. 2011. Alternativas de manejo de la fertilidad del suelo en ecosistemas agropecuarios. Pastos y Forrajes 34 (4): 375
167. 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
168. Sannappa, B.; Devaiah, M.C.; Govidan, R. & Krishna Prasad, N.K. 2002. Influence of nitrogenous source fertilizers on yield and foliar constituents of rainfed mulberry. Mysore J. Agriculture Science. 34:147
169. Schmidek, Anita; Takahashi, R.; Nuñez de Medeiros, A. & de Resende, K.T. 2002. Potential and effective degradation of mulberry clones in goats. In: Mulberry for Animal Production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 213

170. Schroth, G. 2003. Descomposition and nutrient supply from biomass. In Trees, crops and soil fertility: Concepts and methods. Schroth, G; & Sinclair, F.L.eds. Wallingford, Oxon, UK. CABI Publishing. p. 131
171. Senapati, B.K., Panigrahi, P.K. & Lavelle, Patrick. 1994. Macrofauna status and restoration strategy in degraded soil under intensive tea cultivation in India. 15th World Congress of Soil Science. Vol. 4a: Commission III: Symposia. Acapulco, México. p. 64.
172. Serrao, E. A. & Toledo J.M. 1996. The search of sustainability in Amazonian Pastures. In: Alternatives to deforestation steps to wards sustainable use of Amazonian rain forest. De A.B. Anderson, New York. p. 19.
173. Shankar, M.A. & Rangaswamy, B.T.1999. Effect of applied nitrogen and potassium on mulberry leaf yield and quality in relation to silkworm co on characters. Better Crops International. 13 (2):20
174. Shayo, C.M. 1997. Uses yield and nutritive value of mulberry (*Morus alba*) trees for ruminants in the semi-arid areas of central Tanzania. Tropical Grasslands. 31 (6): 599
175. Shelton, H.M. & Brewbaker, J.L. 1994. Leucaena leucocephala -the most widely used forage tree legumes. In: Forage tree legumes in tropical agriculture. (Eds R.C. Gutteridge & H.M.Shelton). CAB Internacional. Wallingford, UK. p. 15
176. Sims, R.W. 1980. A classification and the distribution of earthworms suborden Lumbricina (Haplotaxida: Oligochaeta). Bull. Br. Mus.Nat. Hist. Zool, 39:103.
177. Singh, B. & Makkar, H.P.S. 2002. The potential of mulberry foliage as a feed supplement in India. In: Mulberry for Animal Production. Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 139
178. Siswanto, B.1994. Effect of dosage and time of application of nitrogen and potassium fertilizers on the production and quality of mulberry (*Morus alba* L) leaves. Agrivita. 17 (2):86
179. Smith, V.C. & Bradford, M.A. 2003. Litter quality impats on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. Applied Soil Ecology. 24: 197
180. Stevens, R, J.; Laughlin, R. J. & Malone, J. P. 1998. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di - nitrogen. Soil Biology and Biochemistry, vol. 30 (8 – 9) p. 1126
181. Subbaraayappa, T; Gowda, S.K.K.; Muniyapp, T.V, & Manjunata, T.V. 1995. Effect of different sources of nitrogenous fertilizers on the yield and nutritive value of mulberry (*Morus alba*, Linn). Mysore J. of Agricultural Science. 29 (1):47

182. Takahashi, R. & Kronka, R. N. 1989. Effects of various fertilizer treatments on mulberry (*Morus alba*) production. Boletín de Indústria Animal. 46 (1):157
183. Thomas, R. J. & Asakawa, M.M. 1993. Descomposición de leaf litter from tropical forage grasses and legumes. Soil Biol. Biochem. 25:1351
184. Tian, G. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions on plant soil under humic tropical conditions. Ph D. Thesis. Wageningen Agricult. Univers. Netherlands.
185. Tian, G; Brussaard, L. & Kang, B. T. 1993. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humical tropical conditions: Effect on soil fauna. Soil Biol. Biochem. 5: 731
186. 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 y K. E. Giller. Eds). International Wallingford. U K. p. 125
187. Tikader, A; Roychowdhuri, S.; Mishra, A.K. & Das, C. 1993. Foliage yield of different varieties of mulberry (*Morus* sp) grown at two spacings in hill of west Bengal. Indian Journal of Agricultural Science. 63 (1):36
188. Torres, P.A., Abril, A.B. & Bucher, E.H. 2005. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland Soil Biology & Biochemistry 37: 49.
189. 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
190. Uribe, F. 2002. Mulberry for rearing dairy heifers. In: Mulberry for Animal Production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p. 203
191. Vannier, G. 1985. Modes d'exploitation et de partage des ressources alimentaires dans le système saprophages pour les microarthropodes du sol. Bull. Ecol. 16: 19.
192. Wardle, D.A. & Bardgett, R.D. 2004. Indirect effects of invertebrate herbivory on the decomposer subsystem. Ecological Studies 173: 53: 69
193. Whitmore, A. P. & Grood, J. J. R. 1997. The decomposition of sugar beet residues: mineralization versus immobilization in contrasting soil types. Plant and Soil 95: 237

194. Ye, W. & Ye, C. 2001. Nutritional value of mulberry leaves and perspectives as feed. Proceedings of a Workshop. Mulberry for animal feeding in China. Hangzhou, P.R. China. p. 29
195. Ye, Z. 2002. Factors influencing mulberry leaf yield. In: Mulberry for Animal Production. FAO Animal Production and Health Paper. FAO, Rome. p.123
196. Yong kang, H. 2002. Mulberry cultivation and utilization in China. In: Animal Production and Health Paper. No. 47 FAO, Rome. p. 11

Anexo 1. Variables meteorológicas en cada momento de depósito

Momento	Muestreo	Temperatura media	Hr. media	Precipitación acumulada
24-10-08 13-0-09	1	22,4	85	63,3
	2	20,3	88	161,5
	3	19,5	80	181,9
	4	22,9	90	195,3
	5	20,1	83	195,3
	6	18,7	84	241,4
	7	18,8	80	241,4
	8	19,2	77	241,4
	9	19,0	80	241,4
	10	19,4	75	241,4
	11	21,9	76	252,1
	12	22,4	66	252,1

Momento	Muestreo	Temperatura media	Hr media	Precipitación acumulada
28-04-09 30-07-09	1	29,7	78	0,9
	2	23,5	72	68,8
	3	24,4	85	166,8
	4	25,4	82	265,9
	5	26,2	84	288,5
	6	27,1	80	370,6
	7	27,4	81	411,8

Momento	Muestreo	Temperatura media	Hr media	Precipitación acumulada
07-08-09 23-10-09	1	27,3	78	24,7
	2	30,5	89	41,9
	3	26,6	84	76,9
	4	26,3	84	143,5
	5	26,1	85	241
	6	26,0	86	350,6
	7	25,9	86	422,2
	8	25,5	87	458,2
	9	26,1	84	470,7
	10	26,6	83	499,4
	11	24,1	82	507,9

Momento	Muestreo	Temperatura media	Hr media	Precipitación acumulada
10-11-09 15-03-10	1	22.1	83	25.2
	2	22.8	83	49.2
	3	22.9	84	75.2
	4	19.3	81	78.0
	5	18.0	83	79.5
	6	22.1	83	111.1
	7	20.1	82	136.8
	8	18.1	89	180.0
	9	18.6	78	198.8

Momento	Muestreo	Temperatura Media	Hr Media	Precipitación Acumulada
01-04-10 27-07-10	1	20,7	73	0
	2	27,2	73	0,1
	3	26,2	85	19,1
	4	28,4	85	50,8
	5	26,9	76	107,9
	6	26,3	74	107,9
	7	29,6	91	132
	8	29,2	92	157,1
	9	26,2	79	231,3
	10	32,0	92	262,3
	11	27,0	92	285,2
	12	32,1	87	286
	13	31,1	94	341,1
	14	26,6	85	401
	15	31,0	96	465,4
	16	30,0	99	578,2
	17	30,8	96	644,1

Momento	Muestreo	Temperatura media	Hr media	Precipitación acumulada
10-08-10 26-10-10	1	30,5	98	30,2
	2	31,2	94	37
	3	26,9	97	91
	4	29,9	100	232,3
	5	30,0	100	344,6
	6	26,0	84	368,2
	7	26,3	85	389,2
	8	24,9	86	408,3
	9	23,9	95	461,3
	10	24,6	85	486,4
	11	21,7	90	528,4