

Artículo de  
Investigación

## Descomposición de hojarasca asociada a arreglos agroforestales en la Amazonia Colombiana

Carlos Alberto Toro<sup>1</sup>, Ervin Humprey Durán-Bautista<sup>2\*</sup> y Juan Carlos Suárez-Salazar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Ingeniero agroecólogo, Universidad de la Amazonia, Florencia, Caquetá, Colombia.

<sup>2</sup>Profesor Universidad de la Amazonia, Facultad de Ingeniería, Programa Ingeniería Agroecológica. Grupo de investigación en agroecosistemas y conservación de bosques amazónicos GAIA.

Autor para Correspondencia\*:  
ervinduranb@gmail.com

Recibido 05 de febrero de 2015.  
Aceptado 25 de mayo 2015.

### Resumen

La investigación se desarrolló en el noroccidente de la amazonia colombiana departamento del Caquetá. Se determinó el grado de descomposición de hojarasca en 11 arreglos agroforestales diferentes compuesto por diversas especies. Se realizaron 14 muestreos, cada 15 días durante siete meses aproximadamente, recolectando bolsas de descomposición previamente pesadas y llenadas de hojarasca (peso inicial) recolectada de los mismos sistemas para luego de recolectado proceder a secar la hojarasca horno y pesar la resultante de los muestreos dados (peso final) para finalmente establecer la diferencia del peso inicial y el peso final para la determinación la descomposición de la hojarasca de ahí, que se determinó la pérdida de masa foliar. En general, los arreglos agroforestales de Huito (*Genipa americana* L) y Abarco (*Cariniana pyriformis* Miers), presentaron una drástica reducción en las tasas de descomposición (k) al pasar de 1,62 y 1,21 en bolsas de abertura de 20 mm a tasas de descomposición de 0,44 y 0,73 respectivamente en las bolsas de descomposición con orificios de 2 mm, lo que se ve reflejado en el alto porcentaje de la variable efecto de fauna (49,89 y 36,61) y ocurriendo lo contrario con el arreglo de frutales que no presento cambios en la tasa de descomposición aun cuando se excluyó la macrofauna con las bolsas de abertura de 2 mm, una situación similar se presentó en el arreglo agroforestal de caucho, cuyos cambios en la tasa de descomposición (K) fue relativamente bajo pasando de 0,49 en bolsas de 20 mm a 0,43 cuando se excluía la fauna (bolsas de 2 mm).

**Palabras claves:** bolsas de descomposición, macrofauna, constante de descomposición, tasas de descomposición.

### Abstract

The research was conducted in northwestern Colombian department of Caquetá Amazon. The degree of decomposition of litter composed of several different species which are (*Cariniana pyriformis* Miers), huito (*American Genipa* L), forest, smoked (*Minquartia aublet guianensis*), silvopastoral, parica (*Anadenanthera peregrina*), was determined in 11 agroforestry arrangements, chontaduro (*gasipaes bactris*), stubble, fruit, rubber and rubber B a (*hevea brasiliensis*) these same are included in 380 hectares dedicated to beef cattle, with some agroforestry systems, where research projects underway in aspects efficient management of production systems in the Amazon. 14 samples were taken every 15 days for about seven months, collecting pre-weighed bags filled with litter decomposition and (initial weight) collected from the same systems to proceed collected after litter oven to dry and weigh the result of sampling given (final weight) to finally establish the difference of the initial weight and final weight for determining the litter decomposition hence, leaf mass loss was determined. In general, American agroforestry arrangements *Genipa* L. (Huito) and *Cariniana pyriformis* Miers (spanned), had a drastic reduction in decomposition rates (k) going from 1.62 and 1.21 in opening 20 bags mm to decay rates of 0.44 and 0.73 respectively in litterbags with 2 mm holes, which is reflected in the high percentage of the variable effect of fauna (49.89 and 36.61) and the opposite occurs with the arrangement of fruit that do not show changes in the rate of decomposition even when the macrofauna bags with 2 mm aperture was excluded, a similar situation occurred in the arrangement of rubber agroforestry, with changes in the rate of decomposition (K) was relatively small going from 0.49 mm to bags 20 when fauna 0.43 (bags 2 mm) was excluded.

**Key words:** litterbags, macrofauna, constante decomposition, decay rates.

### Introducción

La descomposición de la hojarasca es un proceso importante para el mantenimiento y funcionamiento de los ecosistemas naturales y agroecosistemas ya que libera carbono a la atmósfera y juegan un papel fundamental en la liberación de nutrientes al suelo en formas que pueden ser utilizados por la planta y la producción microbiana (Chapin *et al.* 2011, Duffy 2002), una mejor comprensión de la descomposición de la hojarasca y la participación de la fauna del suelo es un paso hacia la mejora de la productividad de sistemas de uso de la tierra (Meyer *et al.* 2011; Wu *et al.* 2009; Knoepp *et al.* 2000).

Se estima que los nutrientes liberados durante la

descomposición de la hojarasca constituyen entre el 70-90% del total de nutrientes requeridos por las plantas en los ecosistemas forestales (Warinnng y Schlesinger 1985). Por lo tanto, la tasa de descomposición es un factor determinante de la biomasa y la productividad de estos ecosistemas (Liu, Fox y Xu 2000). En su descomposición influyen diversos factores entre otros, se encuentran las condiciones ambientales de los sitios (principalmente la humedad y temperatura), composición química y la estructura de la hojarasca y la abundancia, tipo y actividad de los organismos funcionales del suelo (Sariyildiz 2008; Sariyildiz *et al.* 2005). Aunque la macrofauna del suelo sólo representa 5% de la respiración de este, su efecto importante en la descomposición se presume que ha sido

mejorar la actividad microbiana (Wall *et al.* 2001). Los macro-invertebrados son considerados especies que modifican el suelo o la hojarasca de manera que promueven o restringen las actividades de los microorganismos del suelo (Chapin *et al.* 2011; Eisenhauer *et al.* 2007; Groffman *et al.* 2004; Jones *et al.* 1994).

Las condiciones climáticas, entre otros factores, influye en la descomposición de la hojarasca en una gran escala geográfica o en condiciones climáticas muy variadas, por lo tanto, en las regiones húmedas tropicales se considera que es más rápida que en las regiones templadas, aunque las tasas de descomposición varían ampliamente en diferentes regiones climáticas (Hirobe *et al.* 2004). Se ha demostrado la relación de la fauna del suelo con el incremento de las tasas de descomposición; gracias a su contribución sobre la velocidad de este proceso que cambia de acuerdo al tipo de vegetación, y no hay evidencia de que la fauna (macro fauna, meso fauna, micro fauna) contribuyen de forma diferenciada a la ruptura de la hojarasca (Slade y Riutta 2012; Hättenschwiler y Gasser 2005).

La composición química de la hojarasca es fundamental para su descomposición y el ciclo de los nutrientes en los sistemas forestales (Hättenschwiler y Vitousek 2000; Aerts y de Caluwe 1997), se caracteriza por ser altamente dinámica; durante este proceso las concentraciones de celulosa, hemicelulosa, y lignina son conocidas por cambiar durante la descomposición (Berg *et al.* 1982). En algunos casos, taninos y compuestos fenólicos se pierden con rapidez en la descomposición de hojarasca (Pereira *et al.* 1998; Schofield *et al.* 1998; Baldwin y Schultz 1984). De ahí que los cambios en las concentraciones de compuestos fenólicos y lignina durante las primeras etapas de descomposición son importantes porque pueden influir en las tasas subsiguientes de este proceso y en etapas posteriores (Wilson *et al.* 1986).

Así mismo, diferentes autores (Glover y Beer 1986; Russo y Budoski, 1986; Fassbender *et al.* 1985) han demostrado el potencial que tienen los sistemas agroforestales de para aportar biomasa y reciclar nutrientes a partir de la descomposición de hojarasca. La cual puede estar afectada por las especies arbóreas utilizadas para el sombrío, en la medida en que éstas difieren significativamente en la producción de biomasa aérea, en la tasa de descomposición y en la producción de biomasa de raíces (DaMatta y Rodríguez 2007). En este sentido el presente estudio pretende evaluar las tasas de descomposición de hojarasca bajo diferentes arreglos agroforestales ubicados en la amazonia colombiana.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

Los arreglos agroforestales se encuentran localizados en el Centro de Investigaciones Macagual, ubicado a 22 km del

municipio de Florencia, al sur del departamento del Caquetá, con cerca de 380 ha dedicado a la explotación ganadera, con algunos arreglos agroforestales, donde se adelantan proyectos de investigación en aspectos relacionados con el manejo eficiente de los sistemas de producción en la Amazonia. Localizado geográficamente en la Amazonia colombiana a 1°37'N y 75°36'W, a 300 msnm con un clima AF según la clasificación de Copen. Presenta una precipitación anual promedio de 3.793 mm, un brillo solar de 1.707 horas año<sup>-1</sup>, temperatura promedio de 25,5°C y humedad relativa de 84,25% (Estrada y Rosas, 2007).

### Bolsas de descomposición de hojarasca

Se recopiló la hojarasca de especies mediante trampas ubicadas en los arreglos agroforestales la cual fue secada al aire a temperatura ambiente durante cuatro semanas, 20 gr de hojarasca seca de todas las especies de plantas mezcladas a fondo se agregó en cada bolsa para asegurar que se tratara de una mezcla aleatoria. Para cada arreglo agroforestal se construyeron 196 bolsas de hojarasca de 15 x 20 cm, la mitad de las bolsas eran de malla de nylon fina con abertura de 2 mm para excluir los macroinvertebrados, la otra mitad eran de malla ancha con abertura de 20 mm para permitir el acceso de macrofauna. En cada uno de los arreglos agroforestales, se estableció una parcela de 50 x 50 m, dentro de cada parcela se ubicaron al azar 98 bolsas de descomposición de cada abertura (2 y 20 mm). El uso de bolsas de descomposición es el procedimiento estándar para determinar los efectos de los invertebrados en descomposición de la hojarasca (Meyer *et al.* 2011; Yang y Chen 2009, Hunter *et al.* 2002).

Los muestreos se realizaron entre los meses de febrero a agosto de 2013 con frecuencias de cada dos semanas, las bolsas de hojarasca fueron selladas individualmente en bolsas de papel y se llevaron al laboratorio para pesarlas de nuevo y establecer la velocidad de descomposición.

### Tasa de descomposición de hojarasca

Las tasas de descomposición de hojarasca expresada como pérdida de masa foliar en las bolsas de diferente tamaño de orificio, se estimó utilizando las constantes de decaimiento exponencial negativa propuesta por Olson (1963).

$$y_t = y_0 * e^{-kt}$$

Donde:

$y_t$  = fracción de masa restante en un tiempo dado  $t$ ,

$y_0$  = masa de hojarasca en el tiempo cero

$k$  = constante de velocidad de descomposición de cada material en particular (Chapin *et al.* 2011, Bontti *et al.* 2009).

Siguiendo lo propuesto por Seastedt (1984) la pérdida de masa aportada por la fauna del suelo (efecto fauna) se calculó mediante la fórmula:

$$ef = \frac{(B. \text{ de hojarasca de control} - B. \text{ de hojarasca de reloción})}{\text{Bolsas de hojarasca de control}}$$

Donde:

ef = Efecto de fauna

Bolsas de hojarasca de control= Bolsas con orificios de 20mm

Bolsas de hojarasca de recolección= Bolsas con orificio de 2mm

#### Diseño y modelo estadístico

Para evaluar la descomposición de hojarasca se realizó un análisis de varianza y una prueba de LSD Fisher para detectar las diferencias entre las medias. El modelo matemático utilizado correspondió a un diseño de parcelas subdivididas con repeticiones completamente aleatorizadas. La parcela principal constituida por el arreglo agroforestal, la subparcela correspondió al tamaño de orificio de la bolsa (2 mm y 20 mm) y la subsubparcela al periodo de evaluación cuyo modelo resultante fue el siguiente:

$$Y_{ijkl} = \mu + Ar_i + R(Ar)_{j(i)} + Tp_k + ArTp_{ik} + Tp(Ar)_{kj(i)} + Dl + ArDi_l + TpD_{kl} + ArTpD_{ikl} + \epsilon_{ijkl}$$

donde:

$Y_{ijkl}$  es el porcentaje de descomposición

$\mu$  es la media general

$Ar_i$  es el efecto del i-ésimo arreglo agroforestal

$R(Ar)_{j(i)}$  es el término de error para la parcela principal (arreglo agroforestal), supuestamente distribuido normal, con media cero y varianza constante.

$Tp_k$  es el efecto del k-ésimo tamaño de poro

$ArTp_{ik}$  es el término de interacción entre el arreglo agroforestal y el tamaño de poro

$Tp(Ar)_{kj(i)}$  es el término de error para la subparcela (tamaño de poro), supuestamente distribuido normal, con media cero y varianza constante.

$D_l$  es el efecto del l-ésimo día de evaluación

$ArDi_l$  es el término de interacción entre arreglo agroforestal y el día de evaluación

$TpD_{kl}$  es el término de interacción entre el tamaño de poro y el día de evaluación

$USCpD_{ikl}$  es el término de interacción entre el tipo de bosque, tipo de hojarasca y el día de evaluación

$\epsilon_{ijkl}$  es el término de error para la subsubparcela (día de evaluación), supuestamente distribuido normal, con media cero y varianza constante.

#### Resultados y discusión

En los arreglos agroforestales las tasas promedias de descomposición de hojarasca (k) vario ampliamente presentado valores entre 0,38 a 1,03 (Figura 1) durante los 14 muestreos del estudio, en general las pérdidas de la masa foliar fueron mayores en las bolsas con orificio de 20 mm que en las bolsas de abertura de 2 mm en todos los tratamientos estudiados. Al respecto diversos autores

(Meyer et al. 2011; Yang y Chen 2009; Poowers et al. 2009; Hirobe et al. 2004) han encontrado esta misma tendencia debido a la exclusión de la fauna en las bolsas con orificios de menor abertura, que disminuye las tasas de descomposición, por otra parte Tripathi et al. (2013) reportan que la presencia de macro-invertebrados acelera las tasas de descomposición hasta un 16,9%.

Se encontró un efecto de los diferentes arreglos agroforestales sobre la tasa de descomposición (K) en relación al tamaño de la abertura del orificio de las bolsas, así mismo se presentó una interacción entre el tiempo de muestreo y los arreglos agroforestales ( $P < 0,0001$ ). Los arreglos agroforestales de huita (*Genipa americana* L.) y abarco (*Cariniana pyriformis* Miers.). Presentaron una drástica reducción en las tasas de descomposición (k) al pasar de 1,62 y 1,21 en bolsas de abertura de 20 mm a tasas de descomposición de 0,44 y 0,73 respectivamente en las bolsas de descomposición con orificios de 2 mm, lo que se ve reflejado en el alto porcentaje de la variable efecto de fauna (49,89 y 36,61) (Tabla 1). Lo contrario ocurre con el arreglo de frutales que no presento cambios en la tasa de descomposición aun cuando se excluyó la macrofauna con las bolsas de abertura de 2 mm, una situación similar se presentó en el arreglo agroforestal de caucho, cuyos cambios en la tasa de descomposición (K) fue relativamente bajo pasando de 0,49 en bolsas de 20 mm a 0,43 cuando se excluía la fauna (bolsas de 2 mm).

Por otro lado, el arreglo agroforestal frutal el cual está asociado con Chontaduro (*Bactris gasipaes*) no presento cambios en la tasa de descomposición posiblemente a las altas concentraciones de celulosa y la lignina (Fioretto et al. 2005). En este sentido Villegas (2008) reporta valores de celulosa y lignina de 14,2 y 5,1, respectivamente y Lambers et al. (1998) reportan una alta relación C:N (17,7) los cuales son parámetros que inciden en la descomposición debido a la poca disponibilidad de N para los descomponedores (Wagner y Wolf, 1998). Diferentes autores como Coúteaux et al. (2006) y Lusk et al. (2001) que la diferentes relaciones entre el N con otros parámetros como la lignina pueden afectar la velocidad de descomposición en especies como el Chontaduro (*Bactris gasipaes*).

Se puede definir que independientemente de la exclusión o no de la fauna los componentes químicos del arreglo agroforestal frutal pueden incidir sobre la eficacia en las tasas de descomposición de la hojarasca claramente corroboradas además, asegurar un cambio en este proceso para lograr mayor eficiencia en el ciclaje de nutrientes a través del desarrollo de las poblaciones microbianas, su actividad e interacción con la fauna del suelo, requiere de la integración de especies de calidad tanto por su composición química como también por su capacidad de modificar las condiciones microclimáticas dentro del sistema (Villegas et al. 2008)

Esta situación puede estar asociada con la calidad

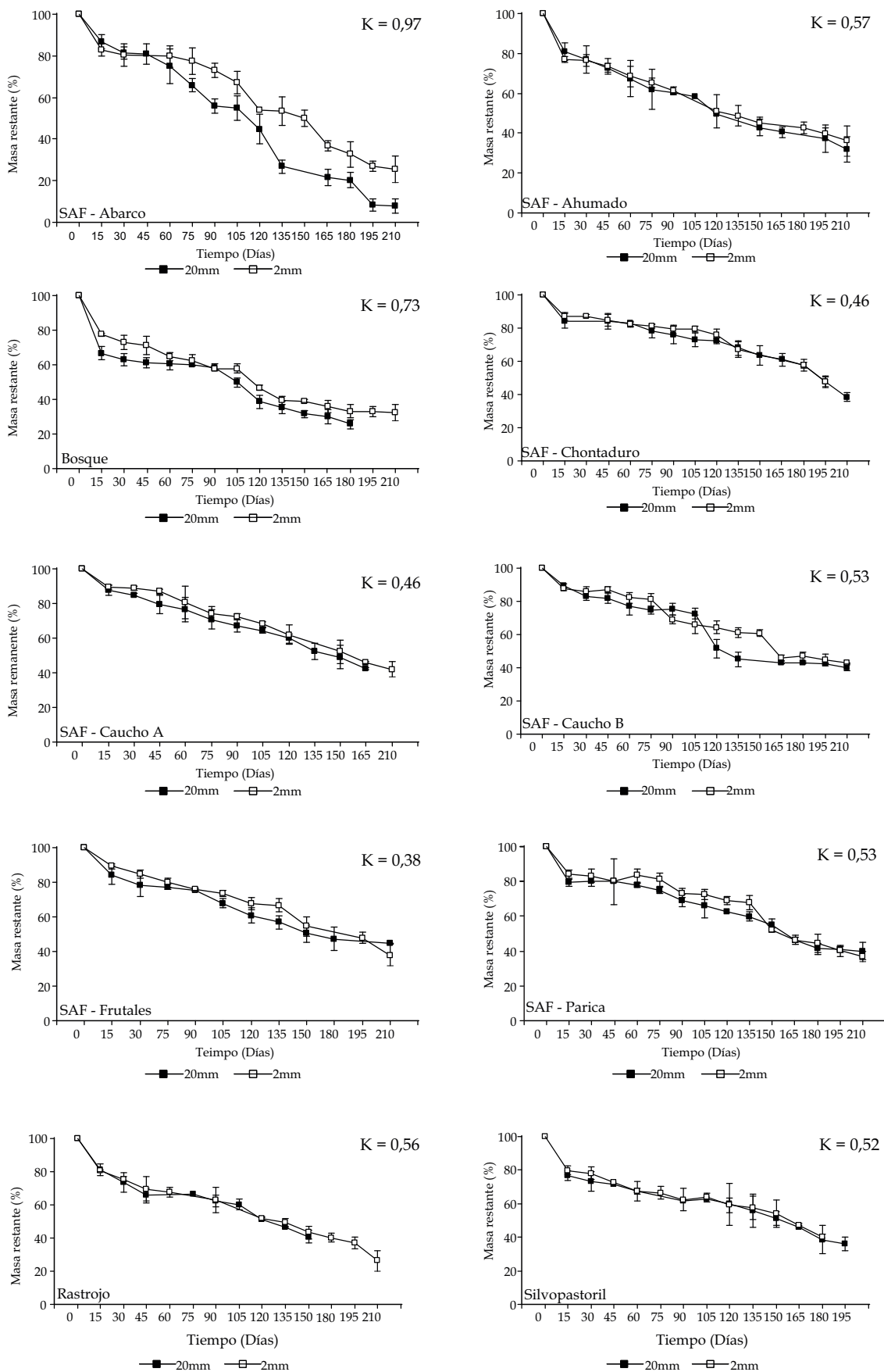


Figura 1. Tasa de descomposición de hojarasca para diferentes arreglos agroforestales.



nutricional de la hojarasca de los diferentes arreglos agroforestales ya que como afirma Da Silva *et al.* (2009), la hojarasca representa una importante capa sobre el suelo que favorece la presencia de la fauna edáfica gracias a que es fuente de energía y nutrientes por su contenido de carbono y nitrógeno que le mejora las condiciones de hábitat y que varía de acuerdo a las especies que hacen el aporte de esta hojarasca. En este sentido la hojarasca con menor relación C:N se descompone más rápidamente debido a la mayor disponibilidad de nitrógeno para los descomponedores (Gelvez 2008).

Así mismo, el hecho de que el arreglo agroforestal de abarco (*Cariniana pyriformis* Miers) este asociado con Caracolí (*Anacardium excelsum*), *Albizia saman* y *Cordia alliodora* (nogal) pudo incidir en sus tasas de descomposición, ya que esta última especie se caracteriza por tener un alto contenido de elementos nutricionales entre ellos el nitrógeno que acelera el procesos de descomposición (Sánchez *et al.* 2008). Con respecto a la especie *Cordia alliodora* presenta valores altos de la relación L/N y lignina, que pudieron haber disminuido las tasas de descomposición, sin embargo la concentración de N relativamente alta, los bajos contenidos de celulosa, hemicelulosa y la baja relación C/N contribuyeron a la rápida descomposición (Duarte 2011). Según Berg (2000), la tasa de descomposición está controlada principalmente por la calidad química del sustrato. Una concentración de N alta y una relación C/N baja, favorece la descomposición inicial rápida del sustrato (Berg 2000).

Especie *Albizia saman* este asociada con *Cariniana pyriformis* Miers (abarco) se desarrolla una acelerada descomposición de hojarasca que se corrobora con otro estudio, los arreglos silvopastoriles estudiados sobresale la especie (*A. saman*), ya que aporta alrededor de la mitad de la hojarasca foliar (~49%) en los arreglos evaluados. con respecto al aporte de nutrientes, la especie *A. saman* fue la mayor en cuanto a los aportes potenciales de C, N y P; en este caso se puede decir que *A. saman* sobresale por su capacidad para aportar N al sistema, por lo que *A. saman* produce menos hojarasca y, consecuentemente, disminuye el aporte potencial de N, En

este estudio, la especie con mayor relación N/P (*A. Saman*), correspondió a aquella con mayor reabsorción de P (46,7 – 63,9%) y entre las de menor reabsorción de N (18 – 34%), en la presente investigación vale la pena mencionar brevemente que los resultados indican una rápida descomposición de *A. saman* (Martínez 2013).

Se encontró un efecto en un arreglo agroforestales sobre la tasa de descomposición (K) en relación al tamaño de poro de las malla de las bolsas, así mismo, se mostró una interacción entre el tiempo de muestreo y los arreglos agroforestales ( $P < 0,0001$ ). El arreglo agroforestal rastrojo que presento una reducción en las tasas de descomposición (k) al pasar de 0,52 en bolsas de poro de 20 mm a tasas de descomposición de 0,60 en las bolsas de descomposición de 2 mm, lo que deja en claro el bajo porcentaje de efecto que tiene la fauna (20,67) (Tabla 1). Teniendo en cuenta que el arreglo agroforestal está asociado con *Inga densiflorta* (Guamo) lo anterior se compara con, un estudio en donde la velocidad de descomposición de los residuos de *I. densiflorta* (Guamo) en ambas localidades fue menor que la de café, tanto al sol como bajo sombra, debido a que, transcurrido un año, la hojarasca de *I. densiflorta* (Guamo) se descompuso en un 44% en la localidad de El Cairo y en un 57% en Chinchiná; mientras que la hojarasca del café de sombrío perdió un 78% de su peso en ambos sitios y cuando provenía de cafetales al sol, perdió el 73% en El Cairo y 82% en Chinchiná (Cardona 2006).

Se encontró un efecto en un arreglo agroforestal en la tasa de descomposición (K) en relación al tamaño de poro de las malla de las bolsas, dado que se encontró una interacción entre el tiempo de muestreo y el arreglo agroforestal ( $P < 0,0001$ ). El arreglo agroforestal de bosque que presento una radical reducción en las tasas de descomposición (k) al pasar de 0,73 en bolsas de tamaño de poro de 20 mm a tasa de descomposición de 0,72 respectivamente en las bolsas de descomposición de 2 mm, lo que se ve argumentado en uno de los más altos porcentaje de efecto que tiene la fauna (26,47) después de *Cariniana pyriformis* Miers (Abarco) y *Genipa americana* L. (Huito) (Tabla 1). Por lo anterior se evidencia en un estudio que fue llevado a cabo en los

**Cuadro 1.** Tasa de descomposición (k) y efecto de la fauna (%) en cada arreglo agroforestal con relación a tamaño de poro.

Arreglo agroforestal	Bolsas de 20mm (Control)	Bolsas de 2mm (fauna excluida)	Efecto de la fauna (%)
Frutales	0,38 ± 0,07 a	0,38 ± 0,05 ab	18,07
SAF - Caucho A	0,49 ± 0,07 ab	0,43 ± 0,05 abc	20,46
Rastrojo	0,52 ± 0,07 ab	0,60 ± 0,05 de	20,67
SAF - Caucho B	0,54 ± 0,07 abc	0,51 ± 0,05 cd	21,18
SAF - Chontaduro	0,56 ± 0,07 abc	0,36 ± 0,05 a	31,17
SAF - Parica	0,56 ± 0,07 abc	0,49 ± 0,05 bcd	22,23
Silvopastoril	0,56 ± 0,07 abc	0,48 ± 0,05 abcd	23,92
SAF - Ahumado	0,62 ± 0,07 bc	0,52 ± 0,05 cd	27,34
Bosque	0,73 ± 0,07 c	0,72 ± 0,05 ef	26,47
SAF - Abarco	1,21 ± 0,07 d	0,73 ± 0,05 f	36,61
SAF - Huito	1,62 ± 0,07 e	0,44 ± 0,05 abc	49,89

humedales forestales tropicales (bosques pantanosos) del Pacífico sur colombiano. Las pérdidas anuales de peso de los dos experimentos, de 87,8 y 78,6%, se encuentran en una posición intermedia en el contexto de las cifras publicadas para los bosques tropicales lluviosos de baja altitud cuando se usan bandejas de hojarasca de malla gruesa (del Valle 2003). Entre las cifras más altas se encuentran las de un bosque tropical de Nigeria cuya hojarasca perdió en peso anualmente entre 219 y 548%, y entre las más bajas un bosque tropical en Sarawak perdió en un año entre 52 y 61% de su peso de hojarasca fina inicial (Anderson y Swift 1983).

En general para todos los arreglos agroforestales la evolución de las tasas de composición mostraron una primera etapa (primeros 45 días) en la cual fue mayor la pérdida de masa foliar expresada a través de la constante de descomposición ( $k$ ) que se diferencia estadísticamente según la prueba de LSD Fisher. Al respecto Berg *et al.* (2014) sostienen que la descomposición de la hojarasca está supeditada a tres etapas, la primera fase en la que se pierden las sustancias solubles, celulosa y hemicelulosa (no protegidas por otros compuestos) donde las condiciones climáticas y el contenido de N, P y K tienen alta influencia; una segunda etapa, en la que la influencia del clima disminuye y el contenido de N tiene alto impacto sobre la descomposición de ligninas; y finalmente, una tercera etapa en la que la descomposición alcanza su máximo valor, donde el contenido de ligninas y N tienen un efecto negativo y el clima un efecto nulo (Berg *et al.* 2014).

La descomposición de hojarasca está fuertemente influenciada por el efecto de la fauna ya que la intervención de la macrofauna coopera con la actividad de este proceso, al ayudar al cambio de la fragmentación de la estructura vegetal de las hojas, esto se evidenció cuando se obtuvo una alta reducción en las tasas de descomposición en los sistemas de huitón (*Genipa americana* L) y abarico (*Cariniana pyriformis* Miers) comparado con las más bajas para los arreglos agroforestales frutales y caucho (*Hevea brasiliensis*). Por otro lado, el ciclo de la composición química de los vegetales asociado a las condiciones agroclimáticas incidieron en la transformación de la hojarasca puesto que enmarcan diferentes actividades que influyen en la capacidad de afianzar el desarrollo y comportamiento de la tasa de descomposición del follaje de las especies vegetales incluidas en el experimento de los sistemas agroforestales estudiados.

### Literatura citada

- Anderson, J.M; Swift, M.J. 1983. Decomposition in tropical forests. En Sutton SL, Whitmore TC, Chadwick AC (Eds.) Tropical Rain Forest: Ecology and Management. Blackwell. Oxford, U.K. 287-326 pp.
- Bonilla, R; Roncallo, B; Jimeno, J; García, T. 2009. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp. en Codazzi, Cesar. Corpoica - Ciencia y Tecnología Agropecuaria 9(2):5-11.
- Coûteaux, M; Hervé, D; Beck, S. 2006. Descomposición de hojarasca y raíces en un sistema de descanso largo (Altiplano de Bolivia). *Ecología en Bolivia*. 41(3): 85-102.
- Lusk, C; Donoso, C; Jiménez, M; Moya, C; Oyarce, G; Reinoso, R; Saldaña, A; Villegas, P, Matus, F. 2001. Descomposición de hojarasca de *Pinus radiata* y tres especies arbóreas nativas. *Revista Chilena de Historia Natural*. 74:705-710.
- Bontti, E.E; Decant, J.P; Munson, S.M; Gathany, M.A; Haddix, M.L; Owens, S; Burke, I.C; Parton, W.J; Przeszlowska, A; Harmon, M.E. 2009. Litter decomposition in grasslands of central North America (US Great Plains). *Global Change Biology* 15:1356-1363.
- Berg, B; McLaugherty, C. 2014. Plant litter. Decomposition, humus formation, carbón secuestración. Third Edition. Springer. 315 pp.
- Berg, B; McLaugherty, C. 2000. Nitrogen and phosphorus release from decomposing litter in relation to the disappearance of lignin". En *Canadian Journal of Botany*, 67:1148-1156.
- Babbar, L.I; Ewel, J. 1989. Descomposición del follaje en diversos ecosistemas sucesionales tropicales. *Biotrópica*. 21:29-29.
- Baldwin, I.T; Schultz, J. C. 1984. Tannins lost from sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) and yellow birch (*Betula allegheniensis* Britt.) leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry* 16,421 - 422.
- Berg, B; Hannus, K; Popoff, T; Theander, O. 1982. Changes in organic chemical components of needle litter during decomposition. Long-term decomposition in a Scots pine forest. *Canadian Journal of Botany* 60:1310 - 1319.
- Chapin, S.F; Pamela, A.M; Harold, A.M. 2011. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Second Edition. Springer press, New York. 398 pp.
- Cardona, D.A; Sadeghian, S. 2006. Aporte de materiales orgánicos y nutrientes en cafetales al sol y bajo sombrío de guamo. Federación nacional de cafeteros de Colombia. 8 pp.
- Cuevas, E; Medina, E. 1988. Nutrient dynamics within Amazonian forest II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia* 76: 222-235.
- Duarte, I. 2011. Modelo para la descomposición de dos especies vegetales asociadas a cafetales con sombrío; 80 pp.
- Da Silva, M.K; Da Gama, E.F; Da Gama, A.C; Machado, R.C; Baligar, V.C. 2009. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Agroforest Syst* 76:127-138.
- DaMatta, F; Rodríguez, N. 2007. Producción sostenible de cafetales en sistemas agroforestales del Neotrópico: una visión agronómica y ecofisiológica, En: *Agronomía Colombiana* 25(1)113-123.
- Del valle, J.I. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del pacífico colombiano. *Interciencia* 28(3).
- Duffy, J.E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99(2):201-219.
- Estrada, CA; Rosas, G. 2007. Proyecto: Centro de Investigaciones Amazónicas Macagual (CIMAZ). Vicerrectoría de Investigaciones y Postgrados. Universidad de la Amazonia. 35 pp.
- Eisenhauer, N; Partsch, S; Parkinson, D; Scheu, S. 2007. Invasion of a deciduous forest by earthworms: changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. *Soil Biology and Biochemistry* 39(5):1099-1110.

- Farfán-Valencia, F; Urrego, JB. 2007. "Descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes de *Coffea arabica*, *Cordia alliodora*, *Pinus oocarpa* y *Eucalyptus grandis*, en sistemas agroforestales con café". *Cenicafe*, 58 (1):20-39.
- Fassbender, H.W; Alpizar, L; Heuvel, J; Enríquez, G. y Folster, H. 1985. Sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica*) con laurel (*Cordia alliodora*) y café con poró (*Erythrina poeppigiana*) en Turrialba, Costa Rica. III. Modelos de la materia orgánica y los elementos nutritivos. *Turrialba*. 35(4):403-413.
- Gelvez- Pardo, I.M. 2008. Efecto del uso del suelo sobre la descomposición de hojarasca y grupos funcionales microbianos (Cuenca del río la vieja, Quindío). Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de ciencias. 79 pp.
- Groffman, P.M; Bohlen, P.J; Fisk, M.C; Fahey, T.J. 2004. Exotic earthworm invasion and microbial biomass in temperate forest soils. *Ecosystems* 7:45-54.
- Glover, N; Beer, J. 1986. Nutrient cycling in two traditional Central American agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 4: 77 - 87.
- Hättenschwiler, S; Gasser, P. 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102: 1519 - 1524.
- Hirobe, M; Sabang, J; Bhatta, BK; Takeda, H. 2004. Leaf-litter decomposition of 15 tree species in a lowland tropical rain forest in Sarawak: decomposition rates and initial litter chemistry. *J For Res.* 9:341 - 346.
- Hunter, M; Sina, A; Pringle, C.M; Coleman, D. 2002. Relative effects of macroinvertebrates and habitat on the chemistry of litter during decomposition. *Pedobiologia* 47: 101 - 115.
- Hättenschwiler, S; Vitousek, P. M. 2000. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Research in Ecology and Evolution* 15, 238 - 243.
- Jones, C.G; Lawton, J.H; Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Knoepp, J.D; Coleman, D.C; Crosseley, D.A; Clark, J.S. 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *For. Ecol. Manage.* 138:357-368.
- 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.
- Meyer, WM; Ostertag, R; Cowie, RH. 2011. Macro-invertebrates accelerate litter decomposition and nutrient release in a Hawaiian rainforest. *Soil Biology & Biochemistry.* 43: 206 - 211.
- Martínez, J. 2013. Producción y descomposición de hojarasca en sistemas silvopastoriles de estratos múltiples y su efecto sobre propiedades bioorgánicas del suelo en el valle medio del Río Sinú. Tesis Doctoral. Universidad de Nacional de Colombia. 161 pp.
- Olson, J.S. 1963. Energy-storage and balance of producers and decomposers in ecological-systems. *Ecology* 44: 322 - 331.
- Powers, J.S; Montgomery, R.A; Adair, E.C; Brearley, F.Q; DeWalt, S.J; Castanho, C.T; Chave, J; Deinert, E; Ganzhorn, J.U; Gilbert, M.E; González- Iturbe, J.A; Bunyavejchewin, S; Grau, H.R; Harms, K.E; Hiremath, A; Iriarte- Vivar, S; Manzane, E; de Oliveira, A.A; Poorter, L; Ramanamanjato, J; Stalk, C; Varela, A; Weiblen, G.D; Lerdau. M.T. 2009. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology* 97, 801-811.
- Pereira, A. P; Graca, M; Molles, M. 1998. Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. *Pedobiologia* 42:316-327.
- Russo, R; Budowsky, G. 1986. Effect of pollarding frequency on biomass of *Erythrina poeppigiana* as a coffee shade tree. *Agroforestry Systems* 4:145-162.
- Slade, EM; Riutta, T. 2012. Interacting effects of leaf litter species and macrofauna on decomposition in different litter environments. *Basic and Applied Ecology* 13: 423-431.
- Sariyildiz, T. 2008. Effects of gap-size classes on long-term litter decomposition rates of beech, oak and chestnut species at high elevations in Northeast Turkey. *Ecosystems* 11, 841 - 853.
- Sanchez, F; Lama, C; Suatunce, D. 2008. Hojas caídas y aporte de nutrientes de diez especies Forestales tropicales. *Ciencia y Tecnologia* 1:73-78.
- Sariyildiz, T; Anderson, J.M; Kucuk, M. 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1695 - 1706.
- Schofield, J. A; Hagerman, A. E; Harold, A. (1998) Loss of tannins and other phenolics from willow leaf litter. *Journal of Chemical Ecology* 24:1409 - 1421.
- Seastedt, T.R. 1984. The role of microfauna in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology* 29:25-46.
- Tripathi, G; Deora, R; Singh, G. 2013. The influence of litter quality and micro-habitat on litterdecomposition and soil properties in a silvopasture system. *Acta Oecologica* 50:40-50.
- Wu, H; Lu, X; Jiang, M; Bao, X. 2009. Impacts of soil fauna on litter decomposition at different succession stages of wetland in Sanjiang Plain, China. *Chin. Geographical Sci.* 19, 258 e 264.
- Wall, D.H; Adams, G; Parsons, A.N. 2001. Soil biodiversity. In: Chapin III, F.S., Sala, O.E., Huber-Sannwald, E. (Eds.), *Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century*. Springer-Verlag, New York. 47-82 pp.
- Wilson, J. O; Buchsbaum, R; Valiela, I; Swain, T. (1986). Decomposition in salt marsh ecosystems: Phenolic dynamics during decay of litter of *Spartina alterniflora*. *Marine Ecology Progress Series* 29:177-187.
- Waring, R.H; & Schlesinger, W.H. 1985. *Forest ecosystems: Concepts and management*. Academic Press, New York. 245 pp.
- Yang, X; Chen, J. 2009. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China. *Soil Biology & Biochemistry* 41:910-918.