

## **EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD VEGETAL Y DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA EN DOS SITIOS DE UN BOSQUE NUBLADO ANDINO, PEÑAS BLANCAS, CALARCÁ QUINDÍO, COLOMBIA**

Luz Marina García-Velásquez <sup>1,3</sup>, Adriana Ríos-Quintana <sup>1,4</sup>, Ligia Janneth Molina- Rico<sup>2,5</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de Licenciatura en Biología y Educación Ambiental, Universidad del Quindío. A A 460, Armenia, Quindío, Colombia.

<sup>2</sup>Docente de Licenciatura en Biología y Educación Ambiental, Calle 19 norte N° 16-100 Bloque 2 Apt 501, Armenia, Quindío, Colombia.

Correos electrónicos: <sup>3</sup> < lumagav@hotmail.com >; <sup>4</sup> < adriqui21@hotmail.com >; <sup>5</sup> < jannethmol@gmail.com >.

### **Resumen**

El presente estudio evaluó la comunidad vegetal y la velocidad de descomposición de la especie abundante en dos bosques (reforestado y sucesión secundaria), ambos con un proceso de recuperación de nueve años, localizados en Calarcá, Quindío, Colombia. Para evaluar la composición florística se utilizó la técnica del punto y cuarto, seleccionando en cada bosque tres transectos al azar de 100 m cada uno, posteriormente se evaluó durante 90 días la descomposición de hojarasca de la especie abundante *Verbesina nudipes*. Los resultados muestran que los bosques tienen alta diversidad; la especie con el mayor valor de importancia fue *Montanoa quadrangularis* para el bosque reforestado y *Verbesina nudipes* para el bosque en sucesión secundaria. La familia más importante para las dos áreas estudiadas fue Asteraceae. Como consecuencia del uso previo dado al suelo, el área de estudio se encuentra en diferentes estadios sucesionales. En cuanto a la descomposición, la

hojarasca perdió más del 50% del peso original en los primeros 30 días del ensayo en ambos bosques. Los datos se ajustaron al modelo exponencial simple con valores medios de  $K$  (año<sup>-1</sup>) de 12 para el bosque reforestado y 10 para el bosque en sucesión secundaria. La rápida pérdida de peso es consistente con la alta concentración de N (2,9%) y relación C/N (14,4%). Se encontraron diferencias en la tasa de descomposición de los bosques, esto se atribuye a las condiciones físicas del suelo (temperatura y humedad), factores que determinan el metabolismo microbiano y la velocidad de descomposición.

*Palabras clave:* Bosque de niebla, reforestación, sucesión, descomposición de hojarasca, C/N.

## **EVALUATION OF PLANT COMMUNITY AND LEAF LITTER**

### **DECOMPOSITION IN TWO SITES OF AN ANDEAN CLOUD FOREST, PEÑAS BLANCAS, CALARCA QUINDÍO, COLOMBIA**

#### **Abstract**

This study evaluated plant community and velocity leaf litter decomposition in two forests (reforested and into secondary succession), with a recovery process of 9 years, located in Calarcá, Quindío. To evaluate the floristic composition, the “point and quarter” technique was used, selecting in each forest three random transects of 100m each; subsequently, leaf litter decomposition of the abundant specie *Verbesina nudipes*, was evaluated during 90 days. The results show that the forests have a high diversity; the species with the highest value of importance was *Montanoa quadrangularis* for the reforested forest, and *Verbesina nudipes* for the forest into secondary succession. The most important family of the two studied areas was Asteraceae. As a result of prior use given to soil, the study area is laid in different successional stages. As for decomposition, litter lost more than 50% of original

weight in the first 30 days of testing in both forests. Data were fitted to the simple exponential model with average values of  $K$  ( $\text{year}^{-1}$ ) of 12 for the reforested forest and 10 for the forest into secondary succession. The fast weight loss is consistent with the high concentration of N (2.9%) and C / N ratio (14.4%). Differences in the decomposition rate of the forest were found, this is attributed to soil physical conditions (temperature and moisture), factors determining the microbial metabolism and the decomposition rate.

*Key words:* Cloud forest, reforestation, succession, leaf litter decomposition, C/N ratio.

## **INTRODUCCIÓN**

Los bosques nublados montanos tropicales se localizan entre 500 y 3.500 msnm con su mayor extensión entre los 1.200 y 2.500 msnm (Stadtmüller, 1987; Doumenge et al., 1995).

Estos bosques se caracterizan por la presencia permanente de nubes o neblina y representan un ecosistema único y estratégico, de gran valor e influencia para el bienestar humano, por su papel esencial como reguladores del ciclo hídrico, sumideros para el secuestro de carbono y fuente de estabilidad climática. En términos de biodiversidad, son ecosistemas prioritarios a escala mundial debido a la riqueza de especies de fauna y flora, algunas de ellas endémicas, en especial de plantas epifitas, vasculares y no vasculares, aves, anfibios e invertebrados y por el gran número de especies amenazadas o vulnerables en su interior (Armenteras et al., 2008).

A pesar de ello, los bosques de niebla se han identificado como ecosistemas frágiles y altamente vulnerables al cambio climático (Bubb et al., 2004). Según Doumenge et al. (1995), en Colombia el 90% de los bosques de niebla de los Andes han sido convertidos principalmente a pastos y cultivos agrícolas, constituyéndose en una de las mayores barreras que limitan la regeneración natural (Posada et al., 2000).

En la zona Andina Colombiana, la estrategia de rehabilitar pastizales abandonados ha consistido tradicionalmente en eliminar todo tipo de actividad productiva, cercar el área y permitir que la sucesión siga su curso (Calle, 2003). Sin embargo, el crecimiento de un bosque secundario en tales circunstancias puede tomar varias décadas, los pastizales degradados persisten como cicatrices en los paisajes rurales debido a la lenta colonización de especies arbóreas (Guariguata, 2000; Guariguata y Ostertag, 2002).

En contraste, la reforestación convencional, es decir la siembra directa de árboles en estos pastizales se ha convertido en otra estrategia que como tal, constituye un costo muy elevado de mantenimiento durante las primeras etapas en las que predominan las gramíneas (Calle, 2000, 2003; Vargas, 2000), además los programas de reforestación pueden cumplir una función muy importante en el momento de producir bienes y servicios ambientales para la sociedad, sin que necesariamente se esté restaurando la estructura y la función de los ecosistemas transformados (Samper, 2000; Vargas, 2007).

Entre tanto, los posibles efectos de estos cambios sobre la composición florística y procesos funcionales ha recibido poca atención, los estudios en este tipo de bosques se han centrado en aspectos descriptivos de la vegetación (Galindo et al., 2003; Gómez, 2006; González, 2001; Kattan et al., 1984; Yepes et al., 2007) y poco se conoce acerca del funcionamiento como ecosistemas en términos de descomposición de hojarasca, proceso que determina la biomasa y la productividad (Del Valle, 2003; Ramírez et al., 2007; Varela et al., 2002). Por lo anterior el objetivo de este trabajo fue evaluar la comunidad vegetal presente en el bosque reforestado y el bosque en sucesión secundaria (ambos con un proceso de recuperación de nueve años), además de determinar la velocidad de descomposición de la especie abundante en ambos bosques.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** El área de estudio se encuentra en el ecoparque Peñas Blancas en el municipio de Calarcá, localizado al sureste del departamento del Quindío, vertiente Occidental de la Cordillera Central de Colombia (04° 28' 54,6" N y 075° 38' 02,9" E), (figura 1) entre los 1.750 y 2.400 msnm; ésta zona corresponde a un bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB; Holdridge, 1987), con una temperatura que oscila entre 14 y 25 °C, una humedad relativa promedio de 70-76% y una precipitación promedio anual entre 2.000 y 3.000 mm (CRQ, 2009).

### (Figura #1)

El Ecoparque tiene un área aproximada de 26 ha, caracterizada por un mosaico de vegetación que incluye áreas de bosque maduro, bosque reforestado y bosque en diferentes estadios de sucesión, como consecuencia de la deforestación y las quemadas realizadas a partir de 1960 en actividades agropecuarias. En la zona la mayor parte de los suelos presenta problemas erosivos, remociones en masa y en surcos que provocan desplazamientos boscosos y arrastre de material vegetal a lo largo de la quebrada El Cofre, es una área geológicamente inestable con grandes curvas en su trayecto de descenso y zonas de inestabilidad (Salazar, com. pers.).

En el año 2001 el propietario del Ecoparque con la ayuda de la Corporación Autónoma Regional del Quindío (CRQ) inició un proceso de reforestación en 7 ha con el enfoque de constituir un bosque protector-productor para lo cual sembraron 17.000 árboles. La preparación del sitio para la siembra de las especies se efectuó con "desyerba" a base de machete, eliminando las especies arbustivas de porte bajo que pudieran llegar a competir con las plántulas sembradas. Las especies sembradas fueron: *Decussocarpus rospigliosii*

(Pilg.) de Laub. 1969; *Quercus humboldtii* Bonpl. 1809; *Ampelocera* sp; *Cassia* sp; *Cordia alliodora* (Ruiz y Pav.) Oken 1841; *Ocotea* sp; *Juglans neotropica* Diels 1906; *Tabebuia chrysantha* (Jacq.) G. Nicholson 1887; *Eucalyptus* sp; *Montanoa quadrangularis* Sch. Bip.1864; *Fraxinus chinensis* Roxb. 1820 y *Alnus acuminata* Kunth.1817. Este sitio se encuentra situado en pendientes abruptas de 50° de inclinación el cual limita en la parte alta por una capa densa de árboles que constituyen una barrera formada por el bosque no intervenido de la reserva (Salazar, com. pers). En adelante este sitio se menciona como “bosque reforestado”.

Para este mismo año (2001), se abandonaron otras 4 ha de pastizales para que la sucesión natural siguiera su curso, este sitio se encuentra en pendientes menos inclinadas de 20° aproximadamente y se caracteriza por ser una zona colectora de aguas y sedimentos que provienen de las rocas que se encuentran en la parte alta de la reserva (Salazar, com. pers). En esta área persisten algunas especies remanentes que no fueron taladas anteriormente, tales como: *Aegiphila novogranatensis* Moldenke 1933; *Cedrela montana* Moritz ex Turcz.1858; *Cordia cylindrostachya* (Ruiz y Pav.) Roem y Schult. 1819; *Weinmannia pubescens* Kunth. 1823; *Lippia schlimii* Turcz.1863 y *Heliocarpus americanus* L. 1753). En adelante este sitio se menciona como “bosque en sucesión secundaria”.

El estudio se realizó en dos sitios del Ecoparque que se mencionan como: 1) bosque reforestado, donde se efectuó la siembra de los 17.000 árboles y 2) bosque en sucesión secundaria con una edad de nueve años, sin ningún tipo de intervención.

**Muestreo.** El muestreo de campo para determinar la composición florística de la comunidad se realizó en Agosto de 2008, se utilizó la técnica del punto y cuarto llamada también “puntos en cuadrante” (Krebs, 1989). En cada bosque se trazaron tres transectos al

azar de 100 m, en cada uno se marcaron diez puntos cada 10 m. En cada punto se demarcaron dos líneas que se cruzaban perpendicularmente para formar cuatro cuadrantes. En cada cuadrante se localizó el árbol más cercano al punto, se midió la distancia entre el árbol y el punto, se contaron los individuos con un DAP  $\geq$  a 2,5 cm. A cada individuo se le registró la altura y se agruparon en las siguientes categorías: entre 2-4 m, 4-6 m, 6-10 m, 10-15 m y  $>$  16 m. Adicionalmente, se realizaron observaciones de campo donde se identificaron algunas especies con DAP  $\leq$  a 2,5 cm presentes en el sotobosque de ambas coberturas. Las muestras botánicas fueron determinadas hasta género y especie a través de la clasificación de Cronquist (1981), el Missouri Botanical Garden, la asesoría de un especialista en taxonomía, guías de campo de la flora del departamento (Vargas, 2002; Méndez y Calle, 2007) y la comparación de los especímenes colectados con la colección del Herbario de la Universidad del Quindío (HUQ).

**Composición florística.** Se determinó el índice de Valor de Importancia (IVI) para cada especie, definido como la sumatoria de la densidad relativa (número de individuos por especie / número total de individuos x 100), la frecuencia relativa (número de veces que aparece la especie en cada uno de los subtransectos / sumatoria del área basal total x 100) y la dominancia relativa (sumatoria del área basal de todos los individuos de cada especie / sumatoria del área basal total x 100) (Krebs, 1989). También se tuvo en cuenta la importancia ecológica de las familias (VIF) calculada como la sumatoria de la densidad, la dominancia y la riqueza relativa de cada familia según lo propuesto por Mori y Boom (1983).

**Diversidad.** La eficacia del muestreo se evaluó a partir de curvas de acumulación de especies y la estimación de la riqueza de especies basada en la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie *Bootstrap*. Las curvas de acumulación y las estimaciones de la riqueza esperada se realizaron con el programa EstimateS 5.0.1 (Colwell 1997). La diversidad alfa se estimó con los índices de Shannon-Wiener, equidad de Pielou (Peet, 1974) y dominancia de Simpson (Magurran, 1988). La diversidad beta se cuantificó a partir del índice de Sorensen cualitativo (Moreno, 2001).

**Análisis del suelo.** Para determinar el porcentaje de humedad se colectaron al azar 3 muestras de suelo quincenalmente durante noventa días, a 20 cm de profundidad en cada bosque. Cada muestra de suelo se pesó en fresco (100 g) en una balanza METTLER AE200 modelo PV3002-S, posteriormente se llevaron a una estufa DIES modelo D720FUS a 105 °C durante 24 horas, para obtener el peso seco y con la diferencia se estableció el contenido de humedad (NTC 1495). El pH se registró de una muestra de suelo, se colocaron 25 cm<sup>3</sup> en un frasco de 100 ml, se adicionó agua destilada y se agitó aproximadamente cada 15 minutos. Después de una hora de preparada la suspensión, se leyó el pH directamente de un potenciómetro ORION modelo 320. Adicionalmente se tomó la temperatura del suelo (9:00 a.m) en cada punto de muestreo cada 15 días durante 90 días. La textura de los suelos se determinó con el método de Bouyoucos (1962), utilizando un densímetro A.S.T.M modelo 152 H, calibrado con arcillas y arenas puras a 20 °C. En un vaso de precipitados de 500 ml se colocaron 50 g de muestra de suelo y se añadió suficiente agua oxigenada al 30% (v/v), para destruir la materia orgánica de los complejos organominerales. Se dejó secar a temperatura ambiente durante 1-3 días, luego se añadieron 100 ml de solución dispersante (37.5 g de hexametafosfatos en agua destilada hasta 1 litro). Se agitó durante una hora con

un agitador mecánico y tapado el vaso con papel aluminio se dejó reposar 24h. Se volvió a agitar durante 5 minutos y el contenido del vaso se pasó a una probeta de 1 litro, se añadió agua destilada hasta completar el litro y se agitó vigorosamente con una varilla de vidrio durante 20 segundos, para que todo el suelo quedara en suspensión. Inmediatamente después se introdujo con suavidad el densímetro en la probeta y a los 40 segundos se registró la primera lectura. Se extrajo el densímetro, se lavó con agua destilada y se dejó sedimentar la solución a las dos horas y se registro la segunda lectura. Este proceso se realizó a 20 °C en el laboratorio de suelos de la universidad del Quindío.

**Descomposición del suelo y hojarasca.** Para analizar la capacidad descomponedora de los suelos se utilizaron tiras de papel de filtro Jecaber de 1 MM con 10,5 cm de ancho y un peso de 0,99 g. Cada tira de papel se introdujo en una red tubular de nylon de 30 cm de largo y una malla de 7 mm de luz. En cada bosque se utilizaron 3 parcelas y dentro de cada parcela se enterraron 6 bolsas (a una profundidad de 5 cm ) para un total de 18 bolsas por bosque, quincenalmente se retiró una bolsa por cada parcela, durante 90 días.

Posteriormente se introdujeron en sobres de papel debidamente rotulados. Después se llevaron al laboratorio de Biología de la Universidad del Quindío, donde las tiras de papel se extrajeron de las redes y se dispusieron a secar a temperatura ambiente. Una vez limpias se secaron en la estufa a 60 °C hasta peso constante (aproximadamente por 48 horas) y obtener finalmente el peso seco.

El análisis de la descomposición de la hojarasca se realizó con *Verbesina nudipes* S.F. Blake 1924, la especie con mayor número de individuos en ambos bosques. Para esto se recolectó hojarasca foliar senescente a finales de Agosto de 2008. Las hojas se secaron al aire, se pesaron 30 g en peso fresco de hojas que equivalen a 23 g de peso seco, la hojarasca

seca se introdujo en redes tubulares de nailon de 30 cm de largo con una abertura de malla de 7 mm. En cada bosque se utilizaron tres parcelas y dentro de cada parcela se enterraron 6 bolsas para un total de 18 bolsas por bosque, quincenalmente se retiró una bolsa por cada parcela, durante 90 días.

En el laboratorio la biomasa remanente de las hojas fue secada a 60 °C durante 48 horas y pesadas en una balanza analítica marca ELECTRONIC BALANCE LT modelo BSJ200-4 con precisión de tres decimales. La pérdida de peso de las bolsas con hojarasca y del papel se determinó para todas las muestras en cada período, según la relación: % peso remanente (PR) =  $(X_t / X_o) * 100$ , donde % PR es la proporción de peso remanente,  $X_t$  es el peso en el tiempo  $t$  (días) y  $X_o$  los respectivos valores iniciales (Álvarez y Becerra, 1996; Cobo et al., 2002; Kurz et al., 2005). Finalmente se calcularon las tasas de descomposición del papel y la hojarasca según el modelo exponencial simple (Olson, 1963).

**Determinación de cenizas.** Para estimar la necromasa libre de cenizas las muestras se llevaron a un molino CULATTI modelo MFCS1 se pesó aproximadamente 1 g de cada muestra, el cual se pasó a la mufla FURNACE-1300 modelo FB1310M a 500 °C por 5 horas. A partir de ésta información se obtuvo el peso seco de las cenizas. El contenido en cenizas de la muestra se expresa como peso seco de la ceniza / peso seco de la muestra x 1.000. Las muestras se analizaron en el laboratorio de Agroindustria de la Universidad Quindío.

**Determinación de la composición química inicial de la hojarasca.** Para establecer la composición química inicial de Nitrógeno total, Fósforo, Potasio, Calcio, Magnesio, Azufre, Carbono total y Lignina en la hojarasca de *V. nudipes*, se utilizó una submuestra de 5 g que fue analizada en el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).

**Análisis estadístico.** Antes de proceder con el análisis estadístico se comprobó la normalidad y la homogeneidad de varianzas (Test de Bartlett) para cada variable analizada: índice de diversidad, índice de dominancia, velocidad de descomposición del suelo y la hojarasca, temperatura y humedad del suelo. Se empleó un análisis de varianza (ANOVA) para un diseño completamente aleatorizado con un factor controlado: bosque con dos niveles (bosque reforestado y bosque en sucesión secundaria). La pérdida de peso de la hojarasca se ajustó al modelo exponencial simple (Olson, 1963) de la forma  $X_t = X_0 e^{-kt}$ , donde  $X_t$  es la fracción de hojarasca remanente en el tiempo  $t$  (días),  $X_0$  es la cantidad inicial de hojarasca, y  $k$  es la constante de descomposición. Para la descomposición foliar y la capacidad de descomposición del suelo se realizó un análisis de regresión entre la variable dependiente (masa remanente) y la independiente (tiempo), los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA 7.0.

## RESULTADOS

**Composición florística.** En el bosque reforestado se registraron 120 individuos, distribuidos en: 16 especies, las cuales se agrupan en 15 géneros y 13 familias. Por el contrario en el bosque en sucesión secundaria se encontraron 120 individuos, 18 especies pertenecientes a 17 géneros y 12 familias. La familia con mayor número de especies fue Asteraceae con 3 para el bosque reforestado y 4 para el bosque en sucesión secundaria. Los sitios comparten 7 especies, *Acalypha macrostachya* Jacq. 1797; *Baccharis nítida* (R. y P.) Pers. 1807; *Freziera chrysophylla* Bonpl. 1808; *H. americanus*; *L. schlimii*; *V. nudipes* y *W. pubescens* (figura 2).

**(Figura # 2)**

De las 10 especies que fueron sembradas por la CRQ en el bosque reforestado hace 9 años, 5 se encontraron en este estudio, las cuales aparecen marcadas con <sup>(3)</sup> en la tabla 1. V.

*nudipes* fue la más abundante en los dos bosques y no aparece dentro de las especies que fueron sembradas. Adicionalmente se registró la presencia de algunas especies con un DAP < 2,5 cm propias de bosques secundarios consideradas “tolerantes a la sombra” como: *Panopsis suaveolens* (Klotzsch y H. Karst.) Rusby 1896; *Guarea kunthiana* A. Juss. 1830; *Cestrum humboldtii* Francey 1935; *Andira inermis* (W. Wright) Kunth ex DC. 1825 y *Aniba muca* (Ruiz y Pav.) Mez.1889 (Méndez, com. pers.). En el bosque en sucesión secundaria se hallaron las siguientes especies: *Baccharis latifolia* (Ruiz y Pav.) Pers 1807; *Barnadesia parviflora* Spruce ex Benth. y Hook. f. 1876; *C. cylindrostachya*; *Buddleja bullata* Kunth. 1818; *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill.1871; *Leandra melanodesma* (Naudin) Cogn.1886; *Morus insignis* Bureau.1873; *Sessea macrophylla* Francey1933; *Brugmansia candida* Pers.1805; *Lozanella enantiophylla* (Dom. Sm.) Killip y C.V. Morton 1931 y *A. novogranatensis* como exclusivas de este bosque, entre ellas algunas propias de sucesiones tempranas y/o tardías (tabla 1).

**(Tabla #1)**

Con respecto a la distribución de las alturas en el bosque reforestado, el 50% de los individuos se encontraron en la categoría 6-10 m y el 30% en la de 4-6 m. Por el contrario, el bosque en sucesión secundaria presentó el 8% de los individuos con alturas superiores a los 10 m y un elevado número en la clase 4-6 m (50%) (figura 3).

**(Figura # 3)**

Las especies con el mayor IVI en el bosque reforestado fueron: *M. quadrangularis* con IVI de 74, seguida de *A. acuminata* con IVI de 64 y *V. nudipes* con 56 de IVI. De la misma manera, estas especies presentaron en conjunto los valores más altos en la dominancia relativa (Do.R) (figura 4 A). A su vez, en el bosque en sucesión secundaria la especie más importante fue *V. nudipes* con IVI de 131, la cual exhibe los valores más altos de dominancia (Do.R), frecuencia (F.R) y densidad relativa (D.R) (figura 4 B). Las otras especies importantes que también se encontraron en este bosque corresponden a: *A. macrostachya* con 43 y *L. schlimii* con 42 respectivamente. Las familias más importantes en el bosque reforestado fueron: Asteraceae, seguida por Betulaceae, Oleaceae y Euphorbiaceae y en el bosque en sucesión secundaria, Asteraceae, Euphorbiaceae, Verbenaceae y Theaceae (figura 5).

**(Figura # 4)**

**(Figura # 5)**

**Diversidad.** El muestreo fue significativo en un 85% con el estimador de riqueza de especies basado en la proporción de unidades de muestreo que contiene a cada especie Bootstrap, lo que significa que es representativo para la zona de estudio y el tiempo en que se realizó. Aunque se encuentra una tendencia de incremento de los singletons y los doubletons, lo que implica que con un mayor muestreo se puede incrementar el número de especies en el análisis (figura 6).

**(Figura # 6).**

El índice de Shannon- Wiener no mostró diferencias significativas para el factor sitio ( $F = 0,0003$ ;  $p = 0,98$ ;  $n = 3$ ), igualmente el índice de dominancia de Simpson no arrojó diferencias significativas ( $F = 0,67$ ;  $p = 0,45$ ;  $n = 3$ ) entre bosques. Según los valores

obtenidos para la similitud de Sorensen los bosques comparten el 41% de las especies presentes en cada sitio (tabla 2).

**(Tabla 2)**

**Análisis del suelo.** En la figura 7. Se muestran las curvas de humedad y temperatura registradas en el suelo durante la época de muestreo, la humedad estuvo alrededor de 37,11% en el bosque reforestado y 31,11% en el bosque en sucesión secundaria. En general, la temperatura edáfica estuvo alrededor de 20,1 °C para el bosque en sucesión secundaria y 15,75 °C para el bosque reforestado. Se presentaron diferencias significativas en el porcentaje de humedad del suelo ( $F = 89,75$ ;  $p = 0,000$ ;  $n = 18$ ) y la temperatura ( $F = 6,966$ ;  $p = 0,012$ ;  $n = 18$ ). El suelo del bosque reforestado presentó textura franco-arcillosa (Far) y un pH de 5,3 a diferencia del bosque en sucesión secundaria que presentó textura franco-arenosa (FA) y un pH de 5,2. Adicionalmente, durante el periodo de estudio se registró un total de 864 mm de precipitación con un máximo en octubre (370 mm) y un mínimo en el mes de diciembre (207 mm) (figura 8).

**(Figura #7 y 8)**

**Descomposición del suelo y la hojarasca.** La descomposición del papel muestra una pérdida de peso rápida en los dos bosques. A los 90 días del ensayo en el bosque reforestado, se perdió el 69% de la masa, mientras que en el bosque en sucesión secundaria el papel perdió el 61% (figura 9).

**(Figura #9)**

Las regresiones exponenciales entre el peso seco remanente y el tiempo que pasaron enterradas las tiras de papel siguieron el modelo exponencial simple negativo con un grado

de ajuste significativo ( $P = 0,0000$ ) para ambos bosques (reforestado y en sucesión secundaria) (figura 10). Este modelo exponencial explica entre el 95% y el 91% de la variación de la pérdida de peso con el tiempo para el bosque reforestado y en sucesión secundaria respectivamente. Los valores medios de  $K$  (año<sup>-1</sup>) fueron de 4,72 para el bosque reforestado y de 3,76 para el bosque en sucesión secundaria. La tasa de descomposición del papel mostró diferencias significativas entre los bosques ( $F = 13,48$ ;  $p = 0,000$ ;  $n = 3$ ).

**(Figura 10)**

La hojarasca de *V. nudipes* en los dos bosques perdió más del 50% del peso original en los primeros 30 días del ensayo. Al final (90 días después) las bolsas contenían aproximadamente el 5% del material inicial para los dos bosques (figura 11).

**(Figura 11)**

Las regresiones exponenciales entre el peso seco remanente y el tiempo de enterramiento siguieron el modelo exponencial simple negativo con un grado de ajuste significativo ( $P = 0,000$ ) en los dos bosques (figura 12). Este modelo exponencial explica el 90% de la variación de la pérdida de peso con el tiempo para ambos bosques. Los valores medios de  $K$  (año<sup>-1</sup>) fueron de 11,69 y 9,77 para el bosque reforestado y en sucesión secundaria respectivamente y se diferenciaron significativamente ( $F = 61,771$ ;  $p = 0,001$   $n = 3$ ). En la tabla 3. se muestran los resultados del análisis químico de la hojarasca inicial de *V. nudipes*.

**(Figura 12)**

**(Tabla 3)**

## DISCUSIÓN

**Composición florística.** La representatividad alta de la familia Asteraceae en los dos bosques, concuerda con lo reportado en otros bosques andinos (Cavelier y Santos, 1999; Giraldo, 2001; Molina et al., 2009; Schneider et al., 2003; Varona et al., 2009). Al respecto, Vargas (2002) menciona que varias de sus especies se encuentran en todos los tipos de vegetación y en todos los climas, esta familia es una de las más importantes en cuanto a especies pioneras e invasoras de sitios abiertos o potreros abandonados. En la región del Quindío sobresalen 18 especies entre las cuales se destacan por su abundancia: *B. Latifolia* (chilco común) y *B. Nítida* (chilco colorado), comunes en bordes de caminos y en sucesiones tempranas.

La mayoría de las especies que comparten los bosques (reforestado y en sucesión secundaria) son propias de etapas sucesionales tempranas y tardías. La presencia de estas especies tempranas puede relacionarse con su fácil propagación y capacidad de establecimiento en condiciones difíciles, generalmente en áreas perturbadas (Vargas, 2001). De la misma manera la presencia de algunas aves y murciélagos frugívoros en el área de estudio probablemente favoreció los mecanismos de dispersión de estas especies, ya que estos se encargan de consumir frutos y dispersar semillas especialmente de especies pioneras (Marín, com. pers.).

Paralelamente, en este estudio se reportó la presencia de otras especies, entre ellas algunas tolerantes a la sombra, propias de bosques secundarios que crecen actualmente en el sotobosque del bosque reforestado a diferencia del bosque en sucesión secundaria donde la mayor parte de las especies registradas son consideradas sucesionales de etapas tempranas

y tardías. Este hecho, parece indicar que el bosque reforestado es un “refugio” para algunas especies de bosque maduro que aun no se encuentran en el bosque en sucesión secundaria, situación que puede deberse a la presencia de un bosque primario adyacente y la existencia de algunos árboles remanentes. De acuerdo con Posada et al. (2000), la posibilidad de colonizar un sitio puede ser muy alta para aquellas especies que se encuentran cerca de una fuente permanente de semillas. Del mismo modo, Guariguata y Ostertag (2002), plantean que la vegetación remanente es clave para atraer avifauna, debido a que la producción de frutos apetecibles juega un papel fundamental en la colonización de un sitio degradado. En cuanto a la distribución de las alturas los resultados muestran que los dos bosques son muy diferentes. Grime (1982), trata este aspecto citando que la ganancia en altura puede estar asociada a las condiciones ambientales y la capacidad específica de los individuos al hacer uso de estas. No obstante, de acuerdo a la información disponible por Salazar (com. pers.), algunas de las especies registradas en el bosque reforestado presentaron fertilización, ploteo y continuo control de plagas durante el proceso de siembra en su estado de plántula. Por tal razón, se asume que éstas especies no han tenido que vencer algunas de las barreras bióticas (herbivoría) y abióticas (competencia por luz y disponibilidad de nutrientes) para su fase de establecimiento a diferencia de las especies que se encontraron en el bosque en sucesión secundaria.

En cuanto al IVI, unas pocas especies sobresalieron por sus valores más altos. De acuerdo a lo anterior, Mostacedo y Fredericksen (2000), mencionan que no siempre las especies que tienen un valor alto en alguno de los parámetros (densidad, frecuencia y dominancia relativa) utilizados para determinar el IVI son las más importantes. De hecho, la especie *V. nudipes* obtuvo la mayor frecuencia y densidad relativa en los dos bosques, si sólo se

considerará la densidad y frecuencia, ésta especie debió ser la más importante en ambos bosques; pero el IVI indicó lo contrario. En el caso de *M. quadrangularis* y *A. Acuminata* (sembradas), especies que presentaron los valores más altos de IVI, debido a que su dominancia (área basal) fue alta, a pesar de no presentar valores superiores en frecuencia y densidad relativa.

**Diversidad.** La diversidad encontrada en los dos bosques fue alta (Margalef, 1995). De acuerdo con Yepes et al.(2007) y Smith y Smith (2007), la diversidad a nivel de bosques sucesionales aumenta con la edad del lugar (tiempo desde el abandono), lo cual es consistente con lo reportado en otros estudios (Toro y Saldarriaga, 1990; Saldarriaga, 1991). De acuerdo con Smith y Smith (2007), durante las fases tempranas de la sucesión, la diversidad aumenta mientras nuevas especies colonizan el lugar, sin embargo mientras el tiempo avanza, estas son reemplazadas como dominantes por especies de crecimiento más lento y más tolerantes a la sombra. Otro aspecto que también puede contribuir a la alta diversidad, es la adecuada recuperación de estos bosques, dadas las condiciones de protección proporcionadas por el propietario del Ecoparque.

**Descomposición del suelo y la hojarasca.** La descomposición de la celulosa da una medida interpretable de la actividad microbiana en función de los factores ambientales y se le considera un índice de la capacidad descomponedora de la materia orgánica (Breymer, 1978; kurka y Starr, 1997; Latter y Walton, 1988; Latter y Harrinson, 1998; citados por Girón, 2004). En este estudio el porcentaje de descomposición del suelo fue rápido a lo largo del periodo de estudio. De acuerdo a West y Klemmedson (1978), al introducir en el suelo una fuente de carbono se estimula la actividad de los microorganismos edáficos y

proliferan rápidamente los hongos descomponedores. Esto es debido a que la adición al suelo de materia orgánica y nutrientes reduce la latencia de los microorganismos edáficos y aumenta rápidamente la densidad de las poblaciones microbianas, incrementándose la actividad respiratoria (Gispert et al., 1988; Puig, 1978, citados por Girón 2004). Cuando se compara la descomposición de la hojarasca con la del papel Jecaber se observa que la primera es notablemente más rápida, a pesar de que la hojarasca posee compuestos químicos heterogéneos que hacen que responda de forma diferente y más compleja que la celulosa (Girón, 2004).

En este estudio se seleccionó la hojarasca de *V. nudipes* debido a que esta especie fue la más abundante en los bosques estudiados, situación que posiblemente se relaciona con una alta producción de semillas las cuales por su dispersión anemófila pueden desplazarse a mayores distancias, y capacidad de establecimiento en pastizales (Salamanca y Camargo, 1996 citado por Garibello, 2003; Posada et al., 2000; Riaño, 2003; Willson, 1993). Así, Cavelier y Santos (1999), reportan esta especie como colonizadora de sitios perturbados con una amplia distribución en bosques montanos.

La pérdida de peso en el proceso de descomposición de la especie *V. nudipes* presentó dos fases, la primera se caracterizó por una pérdida rápida de peso durante los primeros 30 días para los dos bosques, seguida de una fase de pérdida de peso más lenta. Diversos autores han planteado que durante los estados iniciales (de tres a cinco semanas), la velocidad de descomposición es acelerada debido a la lixiviación de compuestos solubles y porque en ese momento se inicia el desarrollo de las poblaciones microbianas que empiezan a consumir las sustancias más fáciles de degradar (Babbar y Ewel, 1989; Coleman et al.,

2004; La caro y Rudd, 1985; Swift, et al., 1979). Este hecho puede explicar la fuerte disminución en el porcentaje de descomposición durante el primer mes, donde se descompuso más del 50% del material inicial en los dos bosques. Esta pérdida rápida de peso coincide con los resultados obtenidos por Bonilla et al. (2008) y Díaz (2009) en otros bosques tropicales, donde la pérdida de peso fue mayor durante las primeras etapas de iniciado el proceso de descomposición.

La pérdida rápida de peso puede atribuirse a las condiciones climáticas del sitio y la calidad química de la hojarasca de la especie evaluada (Del Valle, 2003). En este estudio la precipitación exhibió valores más altos en el primer mes de enterramiento. Díaz (2009) y Varela et al. (2007), reportan que las lluvias favorecen la actividad biológica al regular el metabolismo de bacterias y hongos, además de mejorar las condiciones para el crecimiento y proliferación de microinvertebrados.

A su vez, la composición química o calidad de la hojarasca es uno de los factores que influye positivamente en la descomposición. La concentración de nitrógeno, carbono, celulosa, hemicelulosa y lignina, entre otros, determinan que una hojarasca sea más o menos susceptible a la degradación (Girón, 2004). La concentración inicial de nitrógeno en las hojas de *V. nudipes* (2,9%) se encuentran por encima de lo reportado para otros bosques tropicales naturales de tierras altas los cuales fluctúan entre 0,69 y 1,76% (Edwards, 1982; Fassbender y Grimm, 1981; Herbohn y Congdon, 1998; Lundgren, 1978; Veneklaas, 1991; Vera et al., 1999; Vitousek et al., 1995) y entre 0,34 y 0,68% para plantaciones forestales (Cuevas y Lugo, 1998; Lundgren, 1978). De acuerdo con Constantinides y Fownes (1994), la composición inicial de nitrógeno es uno de los indicadores de la velocidad de

descomposición de diferentes árboles en el Trópico, es el caso de las investigaciones realizadas por La Caro y Rudd (1985), Martius et al. (2004) y Rahman et al. (2008), quienes encontraron que la descomposición de la hojarasca fue más rápida debido a las altas concentraciones iniciales de N en las especies: *Drypetes glauca* Vahl 1807; *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. 1865 y *Duabanga sonneratioides* Buch-Ham.1835.

De igual forma otros autores han comentado la importancia del índice C/N como buen predictor de la dinámica de la descomposición de manera que índices bajos implican un incremento en la tasa de descomposición (Adams y Atwill, 1982; Cromack y Monk, 1975; Lousier y Parkinson, 1978; Stohlgren, 1988). En la hojarasca de *V. nudipes* la relación C/N inicial fue baja (14,4%); por lo cual un índice C/N menor de 25% involucra una liberación rápida de nutrientes y el predominio de procesos de mineralización de nitrógeno sobre la inmovilización (Lambers et al., 1998; Moore y Jung, 2001; Singer y Munns, 1999; Swift y Anderson, 1989).

El bajo contenido inicial de lignina encontrado en *V. nudipes* se relaciona con una hojarasca de buena calidad (Moore y Jung, 2001). Según Berg (1986), la lignina es uno de los componentes “recalcitrantes” que más influye en la dinámica de la descomposición de la hojarasca. Swift et al. (1979), plantean que la hojarasca que tiene poca lignina y alta concentración de N es de alta calidad y tiende a descomponerse y liberar nutrientes rápidamente, así mismo los contenidos de nitrógeno y lignina de la hojarasca pueden ser más pronunciados en la última fase del proceso de descomposición (Berg, 2000; citado por Schäladler y Brand, 2005). Otro factor que puede influir en la descomposición rápida de esta especie, es el tamaño del poro en las bolsas donde se introdujo la hojarasca, Anderson

y Swift (1983), encontraron que el tamaño de malla ( $\geq 10$  mm), muy similar a las aquí empleadas, tienden a producir mayores pérdidas de peso que las de malla fina.

Las diferencias en las tasas de descomposición de los dos bosques se pueden explicar por las condiciones físicas del suelo, propias de cada bosque. Según Girón (2004) y Cortez (1998), la temperatura y humedad del suelo tienen una marcada influencia en la tasa de descomposición. En este estudio, el suelo del bosque reforestado fue franco-arcilloso, ésta característica permite conservar un alto nivel de humedad, además de un dosel más definido que no permite que los rayos solares entren directamente hasta el suelo, lo que posiblemente pudo acelerar el proceso de descomposición en este bosque. A su vez, el suelo franco-arenoso del bosque en sucesión secundaria se caracteriza por absorber más rápido el agua que llega por escorrentía, lo que conlleva a que la humedad se conserve por menos tiempo, situación que posiblemente disminuyó la velocidad de descomposición (Girón, com. pers.).

Los datos se ajustaron al modelo exponencial simple empleado por Olson (1963), que muestra una disminución exponencial de la necromasa remanente con el tiempo. La tasa de descomposición de las hojas de *V. nudipes* fue superior a la encontrada en otras investigaciones realizadas en bosques tropicales (Aerst, 1997; Cuevas y Medina, 1998). Álvarez y Becerra (1996), también encontraron una tasa de descomposición similar ( $9,1 \text{ año}^{-1}$  y  $12 \text{ año}^{-1}$ ) en la hojarasca de *Ficus yoponensis* Desv. 1842, en un bosque Tropical lluvioso de México. Finalmente González y Seastedt (2001), plantean que la descomposición de hojarasca es un proceso ecosistémico donde las tasas de descomposición están reguladas por factores bióticos y abióticos y de ahí que este proceso, no pueda ser explicado solamente por la calidad del sustrato o por factores climáticos.

## AGRADECIMIENTOS

A la profesora Janneth Molina por su colaboración y asistencia técnica; al profesor Jorge Enrique García por su asistencia en la realización de los análisis estadísticos; a la doctora Maria de las Mercedes Girón por su asesoría en la elaboración del documento; a los profesores Oscar Humberto Marín, Mitch Aide y Zoraida Calle por sus comentarios y aportes; a la Universidad del Quindío, Javier Salazar propietario del Ecoparque peñas Blancas, a Diego Mauricio López, Jaime Cavelier, Diana Valencia y los laboratorios de Agroindustria y Biología de la Universidad del Quindío por el apoyo logístico; a Enrique Méndez y al Herbario de la Universidad del Quindío (HUQ) en la determinación y confirmación de ejemplares; a Elvia Quintana, Jhon Jairo Pérez, Jesús Humberto Arroyave, Luz Delia Ríos, Yolanda Ríos, Luz Marina Velásquez, Jorge García, Jorge Ramírez y Carlos Alberto Montoya por su valiosa colaboración en las actividades de campo.

## CONCLUSIONES

- Las dos estrategias de regeneración evaluadas en este trabajo (reforestación y sucesión natural) presentaron el 41% de similaridad en la composición florística, la mayoría de las especies compartidas se consideran propias de sucesiones tempranas y/o tardías. Sin embargo, los bosques se diferenciaron porque las especies registradas en el bosque en sucesión secundaria son en su mayoría sucesionales tempranas y tardías, mientras que las halladas en el bosque reforestado fueron especies sembradas y remanentes.
- En el bosque reforestado *Montanoa cuadrangularis*, *Alnus acuminata* y *verbessina nudipes* presentaron valores altos de IVI, en contraste con el bosque

en sucesión secundaria donde el mayor IVI se concentró en la especie abundante *Verbesina nudipes*.

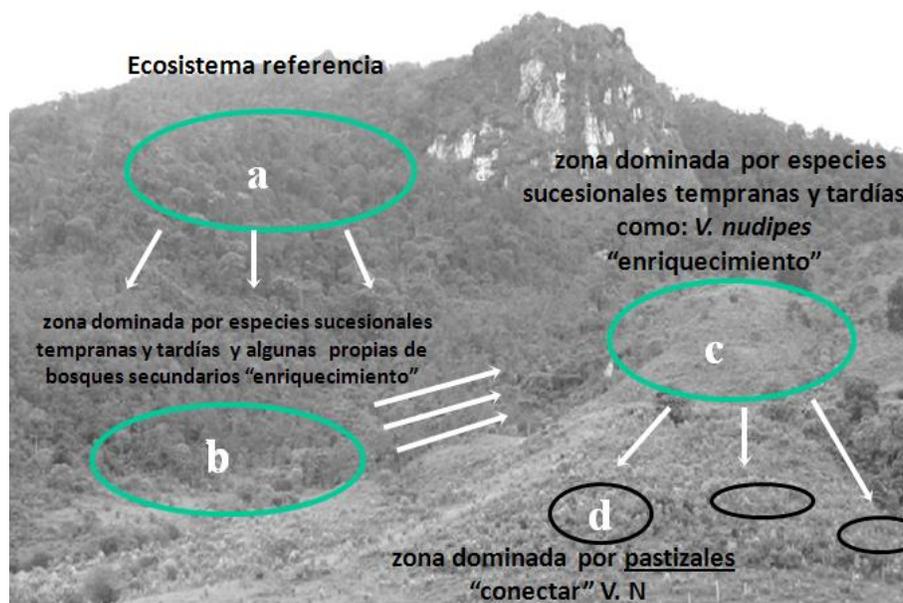
- La hojarasca de *Verbesina nudipes* enterrada en el bosque reforestado mostró mayor velocidad de descomposición  $k=12$  (año<sup>-1</sup>) que la enterrada en el bosque en sucesión secundaria  $k=10$  (año<sup>-1</sup>), esto se atribuye a las condiciones físicas del suelo (temperatura y humedad) propias de cada bosque.
- Durante el tiempo de muestreo la descomposición de la hojarasca se ajustó al modelo exponencial simple negativo de forma significativa ( $P=0.000$ ).
- Los bosques estudiados fueron similares en la composición florística, presentaron la misma diversidad, pero difirieron en la velocidad de descomposición.

## RECOMENDACIONES

Teniendo en cuenta que actualmente los sitios (reforestado y en sucesión secundaria) se encuentran en diferentes estadios sucesionales, la regeneración de estos bosques a un estado de sucesión avanzada puede tardar varias décadas. Se recomienda utilizar otro tipo de estrategias que permitan acelerar la sucesión vegetal, como lo es la "Restauración ecológica", de ahí que este estudio se convierte en el preámbulo para realizar trabajos de este tipo. A continuación se muestra un esquema de las posibles estrategias a implementar

- Hacer un análisis más detallado de la composición florística del bosque no intervenido del Ecoparque óvalo (a), y a que en él podrían existir algunas especies que no están llegando al bosque reforestado óvalo (b) y en sucesión secundaria óvalo (c), de ahí que el bosque no intervenido (óvalo a) debería ser el "ecosistema de referencia" para la restauración ecológica.

- Las flechas hacen referencia a los sitios que se podrían conectar, el propósito final sería la interconexión de todos los focos (ovalos d) ya que estas áreas dominadas por pastizales se convierten en una barrera para la sucesión natural.
- El tratamiento de estas áreas se realizaría teniendo como referencia el bosque en sucesión secundaria ovalo (c) con especies como *Verbesina nudipes*. Teniendo en cuenta que las barreras que actúan en estas áreas son diferentes, se recomienda eliminar en primer lugar las gramíneas exóticas.
- De igual manera se destaca la importancia de realizar investigaciones que incluyan procesos como: caída, descomposición de hojarasca, fauna edáfica y la evolución de nutrientes en el tiempo, ya que estos pueden determinar la trayectoria sucesional.



**REFERENCIAS**

- Aerts R.** 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79(3):439-449.
- Adams MA, Atwill PM.** 1982. Nitrogen mineralization and nitrate reduction in forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 14:197-202.
- Álvarez J, Becerra R.** 1996. Leaf decomposition in a Mexican tropical rain forest. *Biotropica*, 28(4):657-667.
- Anderson JM, Swift MJ.** 1983. Decomposition in tropical forests. Pp. 547-569. En: Sutton SL, Whitmore TC, Chadwick AC (eds.). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Elsevier. New York, U. S. A.
- Armenteras PD, Cadena UBC, Moreno SR.** 2007. *Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia*. Ediprint E. U. Bogotá, Colombia.
- Babbar L, Ewel J.** 1989. Descomposición del follaje en diversos ecosistemas sucesionales tropicales. *Biotropica*, 21(1):20-29.
- Berg B.** 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils: a mini review. *Scandinavian journal of forest research*, 1:359-369.
- Bonilla R, Roncallo B, Jimeno J, García T.** 2008. 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.
- Bouyoucos GJ.** 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. *Agron. J.* 54:464-465.
- Bubb P, May I, Miles L, Sayer J.** 2004. *Cloud Forest Agenda*. UNEP-WCMC Cambridge, U. S. A.

**Calle Z.** 2000. Árboles aislados en potreros con pastoreo de ganado como facilitadores de la sucesión vegetal. Pp. 63-73. En: Calle Z (ed.). *Restauración de suelos y vegetación nativa: ideas para una ganadería sostenible*. Apotema. Medellín, Colombia.

**Calle Z.** 2003. *Restauración de suelos y vegetación nativa: ideas para una ganadería sostenible*. Apotema, Medellín, Colombia.

**Cavelier J, Santos C.** 1999. Efecto de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque Montano en Colombia. *Biología Tropical*, 47(4):775-784.

**Cobo JG, Barrios E, Kass D, Thomas RJ.** 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil*, 240: 331-342.

**Coleman DC, Crossley DA, Hendrix PF.** 2004. *Fundamentals of soil ecology*. Elsevier Academia Press. California, U. S. A.

**Constantinides M, Fownes JH.** 1994. Nitrogen mineralization of leaf and litter of tropical plants: Relationship to nitrogen, lignin, and soluble polyphenol-concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 26:49-55.

**Cortez J.** 1998. Field decomposition of leaf litters: Relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6),783-793.

**Corporación autónoma regional del Quindío CRQ.** 2009. Boletín metereológico 2008. Departamento de ejecución de políticas Ambientales. Armenia, Colombia.

**Cromack JR, Monk CD.** 1975. Litter production, the composition and nutrient cycling in a mixed hardwood watershed and a white pine watershed. En: Well FJ, Gentry JB, Smith

MH (eds.). Mineral cycling in southeastern ecosystems. Technical information center. United States Energy Research and Development Administration. Washington, U. S. A.

**Cronquist A.** 1981. *An integrated system of classification of flowering plants*. Columbia University Press. New York, U. S. A.

**Cuevas E, Medina E.** 1998. Nutrient dynamics within amazonian forests II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecología*, 76:222-235.

**Cuevas E, Lugo A.** 1998. Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of ten tropical tree plantation species. *Forest Ecology. Management*, 112: 263-279.

**Díaz M.** 2009. Producción, descomposición de hojarasca y macroinvertebrados fragmentadores en cuatro agroecosistemas de la cuenca del río la Vieja. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias ambientales. Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia.

**Del Valle JI.** 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico Colombiano. *Interciencia*, 28(3):148-153.

**Doumenge C, Gilmour D, Pérez MR, Blockhus J.** 1995. Tropical Montane Cloud Forests: Conservation Status and Management Issues. Pp.110. *En: Hamilton LS, Juvik JO, Escatena FN (eds.). Tropical montane Cloud Forests, Ecological studies*. Springer Verlag. New York, U. S. A.

**Edwards PJ.** 1982. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. V. Rates of cycling in throughfall and litter fall. *Journal Ecology*, 70:807-827.

**Estimate S.** 2009. *Statistical Estimation of Richness and shared species From Samples*. Statistical estimation of species richness and shared species from samples.

<<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Fecha de consulta: 02 de Febrero de 2009.

- Fassbender HW, Grimm V.** 1981. Ciclos biogeoquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela II. Producción y descomposición de los residuos vegetales. *Turrialba*, 31:39-47.
- Galindo T, Betancur J, Cadena J.** 2003. Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna de Guantá-alto río Fonce, cordillera Oriental Colombiana. *Caldasia*, 25(2):313-335.
- Garibello C.** 2003. Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Corporación nacional para la investigación y el fomento forestal (CONIF). Bogotá, Colombia.
- Giraldo D.** 2001. Análisis florístico y fitogeográfico de un bosque secundario pluvial, Andino, Cordillera Central. Antioquia, Colombia. *Darviniana*, 39(3-4):187-199.
- Girón M.** 2004. Evolución del bosque de *Elaeagnus angustifolia* L. en Valdemoro (Madrid). Tesis de Doctorado. Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid. España.
- Gómez G.** 2006. Estructura florística y desfronde en el interior y borde de dos fragmentos de selva subandina. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia.
- González CE.** 2001. Diversidad y composición florística del bosque de Niebla en el Departamento del Cauca, Colombia. *Cespedesia*, 24(75-78):153-175.
- González G, Seastedt TR.** 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forest. *Ecology*, 82(4):955-964.
- Grime J.** 1982. *Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación*. Limusa. México D. F, México.

**Guariguata MR.** 2000. Bases ecológicas generales para el seguimiento de proyectos de restauración de bosques. Pp. 76-90. *En:* Ponce E (ed.). *Memorias del Seminario de*

*Restauración Ecológica y Reforestación.* Prisma editores. Bogotá, Colombia. **Guariguata**

**M, Ostertag R.** 2002. Sucesión secundaria. Pp. 56-90. *En:* Guariguata MR, Kattan GH

(eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales.* Ediciones libro universitario

regional (LUR). Cartago, Costa Rica.

**Herbohn JL, Congdon RA.** 1998. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites

in north Queensland wet tropical rain forest. III. Nutrient returns to the forest floor through

litterfall. *Journal of Tropical Ecology*, 14:217-229.

**Holdridge LR.** 1987. *Ecología Basada en Zonas de Vida.* IICA. San José, Costa Rica.

**Instituto Colombiano de Normas Técnicas (ICONTEC).** 2009. Icontec international. <

<http://www.icontec.org.co>>. Fecha de consulta: 03 de Marzo de 2009.

**Kattan G, Restrepo C, Giraldo M.** 1984. Estructura de un bosque de niebla en la

cordillera Occidental, Valle del Cauca, Colombia. *Cespedesia*, 13(47-48): 23-43.

**Krebs CJ.** 1989. *Ecological Methodology.* Harper Collins Publishers. New York,

U. S. A.

**Kurz BC, Coûteaux M-M, Thiéry JM, Berg B, Remacle J.** 2005. A comparison of

litterbag and direct observation methods of scots pine decomposition measurement. *Soil*

*Biology y Biochemistry*, 37:2315-2318.

**La caro F, Rudd RL.** 1985. Leaf litter disappearance rates in Puerto Rico montane Rain

Forest. *Biotropica*, 17(4):269-276.

**Lambers H, Chapin FS, Pons TL.** 1998. *Plant physiological ecology.*

Springer-Verlag. New York, U. S. A.

**Lousier JD, Parkinson D.** 1978. Chemical elements dynamics in decomposing leaf litter. *Canadian Journal of Botany*, 56:2795-2812.

**Lundgren B.** 1978. *Soil conditions and nutrient cycling under natural and plantation forests in Tanzanian highlands. Reports in Forest Ecology and Forest Soils. III.* Swedish university of agricultural sciences. Upssala, Suecia.

**Magurran AE.** 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton University Press. New Jersey, U. S. A.

**Margalef R.** 1995. *Ecología.* Omega. Barcelona, España.

**Martius C, Höfer H, Garcia M, Römbke J, Hanagarth W.** 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68:137-154.

**Méndez EI, Calle Z.** 2007. *Árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja, Guía de campo.* CIPAV y CIEBREG. Cali, Colombia.

**Moore KJ, Jung HJ.** 2001. Lignin and fiber digestion. *Journal of Range. Management*, 54(4): 420-430.

**Moreno CE.** 2001. *Métodos para medir la biodiversidad.* Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo CYTED. Zaragoza, España.

**Mori S, Boom B.** 1983. Ecological importance of Myrtaceae in an eastern Brazilian wet forest. *Biotropica*, 15(1):68-70.

**Mostacedo B, Fredericksen T.** 2000. *Manual de métodos básicos de muestro y análisis en ecología vegetal.* Editora el país. Santa Cruz, Bolivia.

**Oficina para la coordinación de asuntos humanitarios OCHA.**

<[http://www.colombiassh.org/.../png/Quindio\\_A3\\_sin.png](http://www.colombiassh.org/.../png/Quindio_A3_sin.png). Fecha de consulta: 20 de Marzo de 2009.

**Olson JS.** 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44:322-331.

**Peet RK.** 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 5:285-307.

**Pinard MA, Putz FE, Rumíz D, Guzmán R, Jardín A.** 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forest in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 113:201-213.

**Posada J, Aide TM, Cavelier J.** 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8(4):370-379.

**Rahman A, Chandra P, Arunachalam A, Latif M, Arunachalam K.** 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. *Journal Forest res*, 13:25-34.

**Ramírez JA, Zapata CM, León JD, González MI.** 2007. Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de piedras blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32:5.

**Riaño K.** 2006. Aspectos ecológicos de 10 pioneras arbóreas en procesos de recuperación, corredor Barbas-Bremen. Tesis de pregrado. Facultad de educación, Universidad del Quindío. Armenia (Quindío), Colombia.

**Sáenz G, Finegan B, Guariguata M.** 1999. crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Biología Tropical*, 47(1-2):45-57.

**Saldarriaga JG.** 1991. *Estudios en la Amazonia colombiana V: Recuperación de la Selva de "Tierra Firme" en el alto río Negro Amazonia colombiana- venezolana.* TROPENBOS. Bogotá, Colombia.

**Samper C.** 2000. Aportes del foro virtual sobre restauración ecológica y reforestación. Pp. 28-37. En: Ponce E (ed.). *Memorias del Seminario de Restauración Ecológica y Reforestación.* Prisma editores. Bogotá, Colombia.

**Schäladler M, Brand R.** 2005. The invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(2):329-337.

**Schneider JV, Gaviria J, Zizka G.** 2003. Inventario florístico de un bosque altimontano húmedo en el Valle de San Javier. *Plantula*, 3(2):65-81.

**Singer MJ, Munns DN.** 1999. *Soils an Introduction.* Prentice Hall. New York, U. S. A.

**Smith T, Smith RL.** 2007. *Ecología.* Pearson Educación, S.A. Madrid, España.

**Stadtmüller T.** 1987. *Cloud Forest in the Sumid Tropics.* United Nations University. Turrealba, Costa Rica.

**Statistica 7.0.** *Statistica for windows.* <<http://www.statsoft.com/>>. Fecha de consulta: 02 de febrero de 2009.

**Stohlgren TJ.** 1988. Litter dynamics in two Sierran mixed forests 2: Nutrient release in decomposing leaf litter. *Canadian Journal of Botany*, 18:1136-1144.

- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM.** 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific publications. Oxford, U. S. A.
- Swift MJ, Anderson JM.** 1989. Decomposition. Pp. 547-567. *En: Lieth H, Werger MJA (eds.). Tropical Rain Forest Ecosystems. Biogeographical and Ecological Studies.* Elsevier. New York, U. S. A.
- Toro AP, Saldarriaga JG.** 1990. Algunas características de la sucesión secundaria en campos abandonados en Araracuara, Amazonas, Colombia. *Colombia Amazónica*, 4(2):31-43.
- Yepes AP, Jaramillo SL, Del Valle JI, Orrego SA.** 2007. Diversidad y composición florística en bosques sucesionales andinos de la región del río Porce, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(86):107-117.
- Varela A, Barriga P, Ahumada JA.** 2002. Comparación de factores abióticos relacionados con la descomposición de hojarasca entre fragmentos y no fragmentos de bosque Altoandino Nublado (Sabana de Bogotá, Colombia). *Ecotrópicos*, 15(2): 185-193.
- Varela A, Cortés C, Cotes C.** 2007. Cambios en la edaofauna asociada a descomposición de la hojarasca en un bosque nublado. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(1):45-53.
- Vargas O.** 2000. Sucesión, regeneración en páramos después de quemadas. Tesis de maestría. Departamento de Biología. Universidad Nacional. Bogotá, Colombia.
- Vargas W.** 2002. *Guía ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes centrales.* Editorial Universidad de Caldas. Manizales, Colombia.

**Vargas W.** 2007. Establecimiento de corredores biológicos en Barbas-Bremen, como una estrategia de restauración en paisajes ganaderos. *Actualidades Biológicas*, (29) (supl.1):85-342.

**Varona G, Macías D, Ospina AF, Martínez FA, Villada L, Muñoz V.** 2009.

Establecimiento y evaluación de procesos sucesionales en parcelas permanentes en un bosque altoandino, vereda el cofre, Municipio de Totoró. Departamento del Cauca. Fase I. Pp. 146-147 *En: Baca AE, González MS, Patiño AL (eds.). Libro de resúmenes V congreso Colombiano de botánica.* Editorial de Nariño ENDINAR. San Juan de Pasto, Colombia.

**Veneklaas EJ.** 1991. Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical rain forests, Colombia. *Journal Tropical Ecology*, 7:319-336.

**Vera M, Cavelier J, Santamaría J.** 1999. Reabsorción de nitrógeno y fósforo foliar en árboles de bosques montanos en los Andes Centrales de Colombia. *Revista de Biol. Tropical*, 47:33-43.

**Vitousek PM, Gerrish G, Turner DR, Walker LR, Müeller D.** 1995. Litterfall and nutrient cycling in four Hawaiian montane rainforests. *Journal Tropical Ecology*, 11:189-203.

**West NE, Klemmedson JO.** 1978. Structural distribution of nitrogen in desert ecosystems. Pp 1-16. *En: West NE, Skujinc J (eds.). Nitrogen in desert ecosystems.* IBP. Syntesis 9. Dowden, Hutchinson y Ross, Inc. Stroudsburg, Pennsylvania, U. S. A.

**Willson MF.** 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetation*, 107(108):261-280.

## ANEXOS

**Anexo 1.** Caracterización de las especies encontradas en el bosque reforestado y el bosque en sucesión secundaria en Peñas Blancas, Calarcá Quindío

ESPECIE	AUTOR	FAMILIA	NOMBRE COMÚN
<i>Acalypha macrostachya</i>	Jacq.	Euphorbiaceae	Ortigo
<i>Alnus acuminata</i>	Kunth	Betulaceae	Aliso
<i>Aegiphila novogranatensis</i>	Mold.	Verbenaceae	Mantequillo
<i>Baccharis nitida</i>	(R. & P.) Pers.	Asteraceae	Chilco blanco
<i>Baccharis latifolia</i>	(R. & P.) Pers.	Asteraceae	Chilco
<i>Barnadesia parviflora</i>	Spruce ex Benth. & Hook.	Asteraceae	Espino
<i>Buddleja bullata</i>	Kunth	Buddlejaceae	Gavilán
<i>Brugmansia candida</i>	Persoon	Solanaceae	Borrachero
<i>Cedrela montana</i>	Moritz ex Turczaninow.	Meliaceae	Cedro rosado
<i>Cordia alliodora</i>	(R. & P.) Cham.	Boraginaceae	Nogal cafetero
<i>Cordia cilindrostachya</i>	(R. & P.) R. & S.	Boraginaceae	Verde y negro
<i>Decussocarpus rospigliosii</i>	(Pilger) de Laub.	Podocarpaceae	Pino colombiano
<i>Escallonia paniculata</i>	(R. & P.) R. & Sch.	Grossulariaceae	Chilco colorado
<i>Fraxinus chinensis</i>	Roxb.	Oleaceae	Urapán
<i>Freziera chrysophylla</i>	Bonpland	Theaceae	Cerezo
<i>Heliocarpus americanus</i>	L.	Theaceae	Balso
<i>Lippia schlimii</i>	Turcz.	verbenaceae	Saca ojo blanco
<i>Miconia jahnii</i>	Pittier.	Melastomataceae	Niguito
<i>Montanoa quadrangularis</i>	Shultz Bip. In K. Koch	Asteraceae	Arboloco
<i>Morus insignis</i>	Bureau.	Moraceae	Caucho
<i>Leandra melanodesma</i>	(Naud.) Cogn.	Melastomataceae	Niguito
<i>Lozanella enanthiophylla</i>	(Donn.Sm)	Ulmaceae	No se conoce
<i>Panopsis suaveolens</i>	(Kl. & Karst) Pitt.	Proteaceae	Yolombó
<i>Sessea macrophylla</i>	Francey	Solanaceae	Sin muerte
<i>Tibouchina lepidota</i>	(Bonpl.) Baill.	Melastomataceae	Siete cueros real
<i>Verbesina nudipes</i>	S.F Blake	Asteraceae	Camargo
<i>Weinmannia pubescens</i>	Kunth	Cunoniaceae	Encenillo

**Anexo 2.** Índice de valor de importancia (IVI) de las especies encontradas en el bosque reforestado en Peñas Blancas, Calarcá Quindío

ESPECIE	D	DR (%)	F	FR (%)	Do	DOR (%)	IVI
<i>Acalypha macrostachya</i>	0,000261	7,500024	0,266666	9,090909	0,0000058	3,346128	19,9370
<i>Alnus acuminata</i>	0,000551	15,83340	0,566666	19,31818	0,0000504	28,99173	64,1433
<i>Baccharis nitida</i>	0,000029	0,833323	0,033333	1,136363	0,0000003	0,176414	2,14610
<i>Cedrela montana</i>	0,000029	0,833323	0,033333	1,136363	0,0000000	0,032179	2,00186
<i>Cordia alliodora</i>	0,000029	0,833323	0,033333	1,136363	0,0000002	0,136764	2,10645
<i>Decussocarpus rospigliosii</i>	0,000029	0,833323	0,033333	1,136363	0,0000003	0,174690	2,14437
<i>Escallonia paniculata</i>	0,000087	2,499998	0,066666	2,272727	0,0000011	0,651067	5,42379
<i>Fraxinus chinensis</i>	0,000377	10,83337	0,366666	12,5	0,0000123	7,105998	30,4393
<i>Freziera chrysophylla</i>	0,000232	6,666528	0,233333	7,954545	0,0000022	1,316500	15,9375
<i>Heliocarpus americanus</i>	0,000029	0,833323	0,033333	1,136363	0,0000002	0,144234	2,11392
<i>Lippia schlimii</i>	0,000145	4,166673	0,133333	4,545454	0,0000025	1,457861	10,1699
<i>Montanoa quadrangularis</i>	0,000609	17,49998	0,366666	12,5	0,0000761	43,77262	73,7726
<i>Panopsis suaveolens</i>	0,000058	1,666646	0,066666	2,272727	0,0000007	0,455689	4,39506
<i>Verbesina nudipes</i>	0,000900	25,83342	0,566666	19,31818	0,0000184	10,57912	55,7307
<i>Weinmannia pubescens</i>	0,000087	2,499998	0,1	3,409090	0,0000026	1,510153	7,41924
<i>Miconia jahnii</i>	0,000029	0,833323	0,033333	1,136363	0,0000002	0,148831	2,11851
<b>TOTAL</b>	<b>0,003485</b>	<b>100 %</b>	<b>2,933333</b>	<b>100%</b>	<b>0,0001740</b>	<b>100%</b>	<b>300%</b>

**Anexo 3.** Índice de valor de importancia (IVI) de las especies encontradas en el bosque en sucesión secundaria en Peñas Blancas, Calarcá Quindío

ESPECIE	D	DR (%)	F	FR (%)	DO	DOR (%)	IVI
<i>Acalypha macrostachya</i>	0,000842	19,16668	0,566666	20,48192	0,00000224	3,759725	43,4083
<i>Aegiphyla novogranatensis</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000079	1,321843	3,35998
<i>Baccharis nitida</i>	0,000146	3,333336	0,133333	4,819277	0,00000057	0,958755	9,11136
<i>Baccharis latifolia</i>	0,000109	2,500002	0,066666	2,409638	0,00000029	0,500292	5,40993
<i>Barnadesia parviflora</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000003	0,053543	2,09168
<i>Buddleja bullata</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000014	0,234250	2,27239
<i>Brugmansia candida</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000054	0,915251	2,95339
<i>Cordia cilindrostachya</i>	0,000109	2,500002	0,1	3,614457	0,00000084	1,407178	7,52163
<i>reziera chrysophylla</i>	0,000439	10,00000	0,266666	9,638554	0,0000016	2,677152	22,3157
<i>Heliocarpus americanus</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000138	2,309043	4,34718
<i>Leandra melanodesma</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000002	0,038484	2,07662
<i>Lippia schlimii</i>	0,000585	13,33334	0,366666	13,25301	0,00000927	15,51075	42,0971
<i>Lozanella enanthophylla</i>	0,000073	1,666653	0,066666	2,409638	0,00000051	0,861708	4,93800
<i>Morus insignis</i>	0,000036	0,833326	0,033333	1,204819	0,00000006	0,108759	2,14690
<i>Sessea macrophylla</i>	0,000109	2,500002	0,1	3,614457	0,00000013	0,222538	6,33699
<i>Tibouchina lepidota</i>	0,000073	1,666653	0,066666	2,409638	0,00000006	0,103739	4,18003
<i>Verbesina nudipes</i>	0,001574	35,83336	0,733333	26,50602	0,0000412	68,93666	131,276
<i>Weinmannia pubescens</i>	0,000073	1,666653	0,066666	2,409638	0,00000004	0,080314	4,15660
	0,004394	<b>100%</b>	2,766666	<b>100%</b>	<b>0,000059765</b>	<b>100%</b>	<b>300%</b>

**Anexo 4.** Índice de valor de importancia por familias (IVF) en el bosque reforestado y el bosque en sucesión secundaria en Peñas Blancas, Calarcá Quindío

<b>BOSQUE REFORESTADO</b>		
<b>ESPECIE</b>	<b>FAMILIA</b>	<b>IVF</b>
<i>Baccharis nitida</i>	ASTERACEAE	2,146101403
<i>Montanoa quadrangularis</i>	ASTERACEAE	73,77261641
<i>Verbesina nudipes</i>	ASTERACEAE	55,73072772
		131,6494455
<i>Alnus acuminata</i>	BETULACEAE	64,14331926
<i>Cordia alliodora</i>	BORAGINACEAE	2,106451244
<i>Weinmannia pubescens</i>	CUNONIACEAE	7,419243363
<i>Acalypha macrostachya</i>	EUPHORBIACEAE	19,93706213
<i>Escallonia paniculata</i>	GROSSULARIACEAE	5,423792945
<i>Fraxinus chinensis</i>	OLEACEAE	30,43937303
<i>Cedrela montana</i>	MELIACEAE	2,001866766
<i>Miconia jahnii</i>	MELASTOMATACEAE	2,118518684
<i>Decussocarpus rospigliosii</i>	PODOCARPACEAE	2,144377483
<i>Panopsis suaveolens</i>	PROTEACEAE	4,395063365
<i>Freziera chrysophylla</i>	THEACEAE	15,9375746
<i>Heliocarpus americanus</i>	TILIACEAE	2,113921564
<i>Lippia schlimii</i>	VERBENACEAE	10,16999004
<b>BOSQUE EN SUCESION SECUNDARIA</b>		
<i>Baccharis nitida</i>	ASTERACEAE	9,111368853
<i>Baccharis latifolia</i>	ASTERACEAE	5,409933833
<i>Barnadesia parviflora</i>	ASTERACEAE	2,091688891
<i>Verbesina nudipes</i>	ASTERACEAE	131,2760614
		147,889053
<i>Cordia cilindrostachya</i>	BORAGINACEAE	7,521638411
<i>Buddleja cf. bullata</i>	BUDDLEJACEAE	2,272396663
<i>Weinmannia pubescens</i>	CUNONIACEAE	4,15660626
<i>Acalypha macrostachya</i>	EUPHORBIACEAE	43,40833887
<i>Leandra melanodesma</i>	MELASTOMATACEAE	2,07662991
<i>Tibouchina lepidota</i>	MELASTOMATACEAE	4,180031342
		6,256661252
<i>Morus insignis</i>	MORACEAE	2,146905155
<i>Brugmansia candida</i>	SOLANACEAE	2,953397249
<i>Sessea macrophylla</i>	SOLANACEAE	6,336998571
		9,29039582
<i>Freziera chrysophylla</i>	THEACEAE	22,31571626
<i>Heliocarpus americanus</i>	TILIACEAE	4,347189602
<i>Lozanella enanthophylla</i>	ULMACEAE	4,938000053
<i>Lippia schlimii</i>	VERBENACEAE	42,09710897
<i>Aegiphila novogranatensis</i>	VERBENACEAE	3,359989736

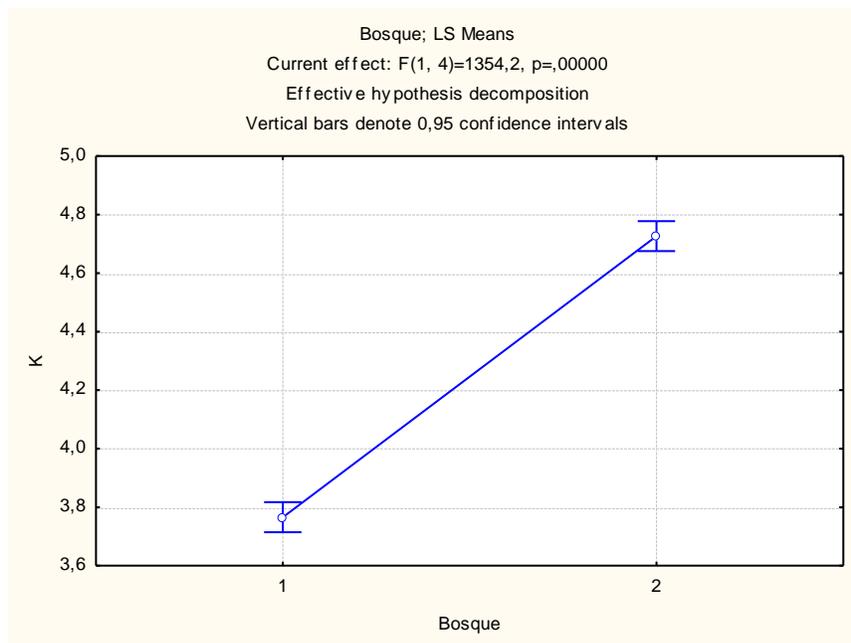
**Anexo 5.** Análisis de varianza para las variables: velocidad de descomposición del suelo y la hojarasca libre de cenizas de *Verbesina nudipes*, temperatura y humedad del suelo, índice de Shannon wiener y Simpson en el bosque reforestado y bosque en sucesión secundaria en Peñas Blancas, Calarcá Quindío

Univariate Results for Each DV (Spreadsheet11) Sigma-restricted parameterization  
Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of freedom	SS	MS	F	P
<b>Intercept</b>	1	108,1750	108,1750	105853,6	0,000000
<b>bosque</b>	1	1,3839	1,3839	1354,2	0,000003
<b>error</b>	4	0,0041	0,0010		
<b>total</b>	5	1,3880			

Tukey HSD test; variable k papel (Spreadsheet8) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 0,00102, df = 4,0000

Cell No.	bosque	{1}	{2}
		<b>4,7263</b>	<b>3,7658</b>
<b>1</b>	<b>1</b>		0,000291
<b>2</b>	<b>2</b>	0,000291	

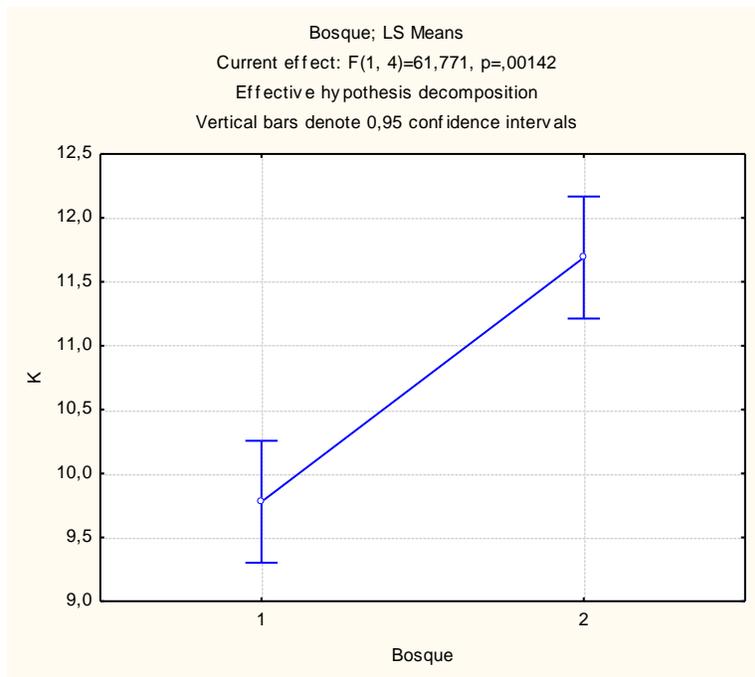


Univariate Results for Each DV (Spreadsheet9) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of freedom	SS	MS	F	P
<b>Intercept</b>	1	691,2907	691,2907	7795,757	0,000000
<b>bosque</b>	1	5,4776	5,4776	61,771	0,001416
<b>error</b>	4	0,3547	0,0887		
<b>total</b>	5	5,8323			

Tukey HSD test; variable k (Spreadsheet2) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests  
 Error: Between MS = 0,08868, df = 4,0000

Cell No.	bosque	{1}	{2}
<b>1</b>	<b>1</b>	<b>11,689</b>	<b>9,7784</b>
<b>2</b>	<b>2</b>		0,001635

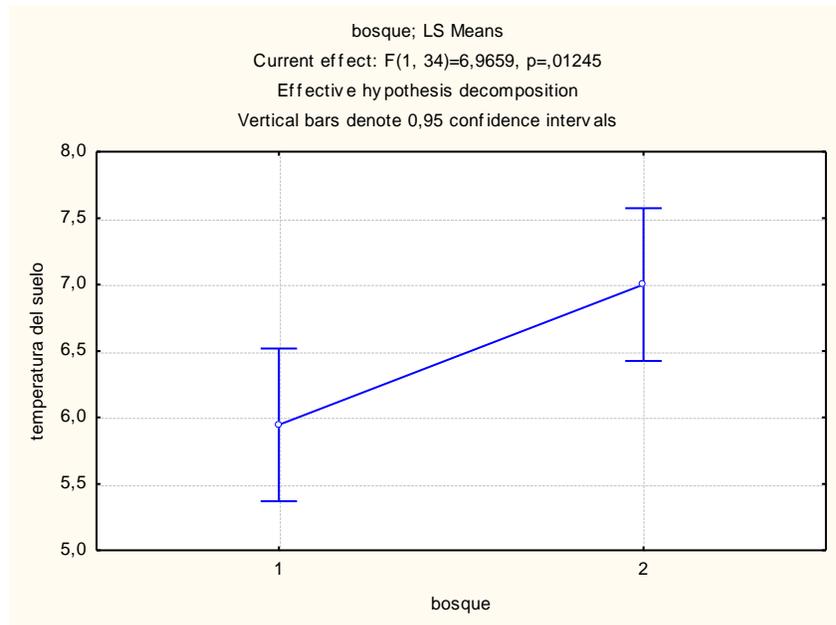


Univariate Tests of Significance for temperatura suelo (Spreadsheet3) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition

Effect	SS	Degr. of freedom	MS	F	P
<b>Intercept</b>	1508,028	1	1508,028	1047,574	0,000000
<b>bosque</b>	10,028	1	10,028	6,966	0,012448
<b>error</b>	48,944	34	1,440		

Tukey HSD test; variable temperatura suelo (Spreadsheet15) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 1,4395, df = 34,000

Cell No.	bosque	{1}	{2}
		<b>5,9444</b>	<b>7,0000</b>
<b>1</b>	<b>1</b>		0,012566
<b>2</b>	<b>2</b>	0,012566	

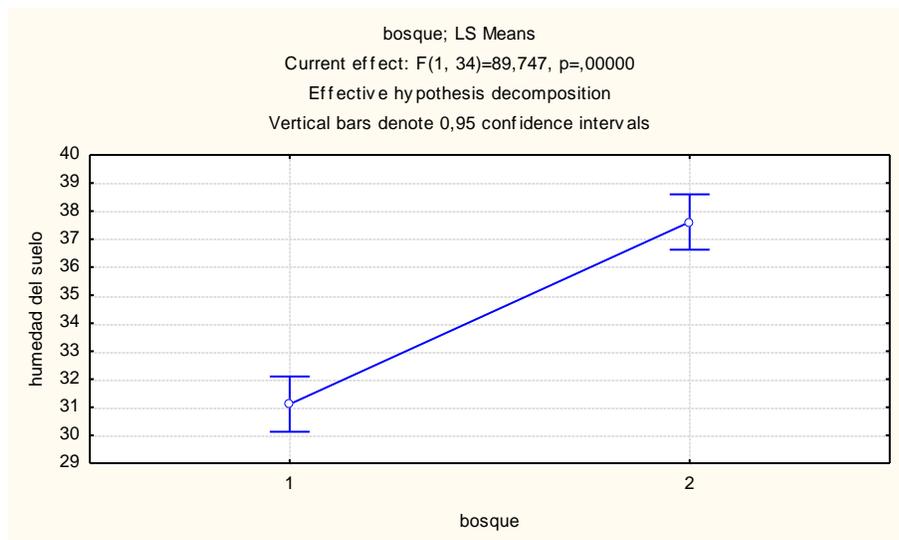


Univariate Results for Each DV (Spreadsheet3) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of freedom	SS	MS	F	P
<b>Intercept</b>	1	42504,69	42504,69	10031,96	0,000000
<b>bosque</b>	1	380,25	380,25	89,75	0,000000
<b>error</b>	34	144,06	4,24		
<b>total</b>	35	524,31			

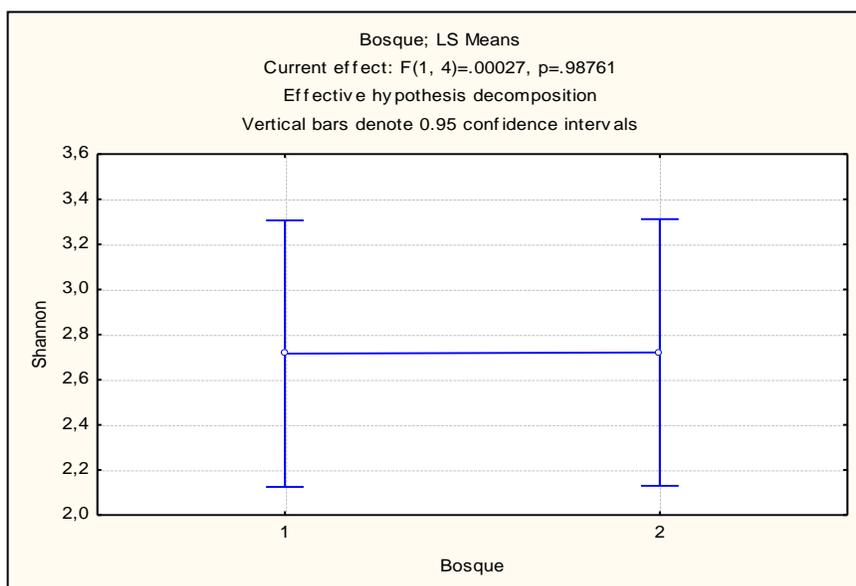
Tukey HSD test; variable humedad del suelo (Spreadsheet11) Approximate Probabilities for Post Hoc Tests Error: Between MS = 4,2369, df = 34,000

Cell No.	bosque	{1}	{2}
<b>1</b>	<b>1</b>	<b>31,111</b>	<b>37,611</b>
<b>2</b>	<b>2</b>	0,000120	0,000120



Univariate Results for Each DV (Spreadsheet1) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of freedom	SS	MS	F	P
<b>Intercept</b>	1	44,33199	44,33199	326,2900	0,000055
<b>bosque</b>	1	0,00004	0,00004	0,0003	0,987614
<b>error</b>	4	0,54347	0,13587		
<b>total</b>	5	0,54350			



Univariate Results for Each DV (Spreadsheet3) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition

Effect	Degr. of freedom	SS	MS	F	P
<b>Intercept</b>	1	0,579466	0,579466	7,952365	0,047828
<b>bosque</b>	1	0,049434	0,049434	0,678420	0,456407
<b>error</b>	4	0,291468	0,072867		
<b>total</b>	5	0,340903			

