UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

REHABILITACIÓN DE SUELOS EN PROCESO DE DESERTIFICACIÓN VÍA REACTIVACIÓN DEL CICLO BIOGEOQUÍMICO CON PLANTACIONES DE NIM (*Azadirachta indica* A. Juss.) EN EL OCCIDENTE MEDIO ANTIOQUEÑO

CLAUDIA PATRICIA FLÓREZ FLÓREZ

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

MEDELLÍN, COLOMBIA

DICIEMBRE 2011

REHABILITACIÓN DE SUELOS EN PROCESO DE DESERTIFICACIÓN VÍA REACTIVACIÓN DEL CICLO BIOGEOQUÍMICO CON PLANTACIONES DE NIM (*Azadirachta indica* A. Juss.) EN EL OCCIDENTE MEDIO ANTIOQUEÑO

CLAUDIA PATRICIA FLÓREZ FLÓREZ

Bióloga

TESIS DIRIGIDA PARA OPTAR AL TÍTULO:

MAGÍSTER EN BOSQUES Y CONSERVACIÓN AMBIENTAL

DIRECTOR:

JUAN DIEGO LEÓN PELÁEZ

Profesor Asociado Departamento de Ciencias Forestales

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, SEDE MEDELLÍN

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

DICIEMBRE 2011

AGRADECIMIENTOS

No es sencillo esto de agradecer, porque no se alcanza a transmitir completamente lo que se siente y lo que se quisiera que aquellos seres que estuvieron todo este tiempo cerca, entendieran representaron. Pero aún así, hay que decir algo que al menos deje constancia de lo importantes que fueron.

Hay agradecimientos en muchos sentidos. A la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, que a través de la Vicerrectoría de Investigación contribuyó económicamente para que este proyecto se llevara a cabo, y al Laboratorio de Ecología Cesar Pérez Figueroa. A Luis Fernando Osorio, Director del Proyecto, Diana Carolina Loaiza y Carlos Alberto Aguas, por su apoyo en campo y documental. A los profesores que me acompañaron de algún modo con sus aportes, siempre valiosos; Guillermo Correa, Nelson Walter Osorio, Álvaro Lema, Raúl Zapata, Daniel Jaramillo y Luis Alberto Arias. A CORANTIOQUIA y los miembros de la Hacienda La Mazorca, por ofrecerme el espacio y su hospitalidad, que me permitieron pasar fines de semana duros, pero llenos de satisfacción. A Don Eucebio, que hizo todo para que en Santa Fe, me sintiera como en mi casa. A mis compañeros y amigos de la Universidad, Gloria Estella Mazo, Jeiner Castellanos, Juan Carlos Guingue, Manuel Fernando Restrepo, Nicolás Álvarez, Adriana Paola y Luis Felipe Ortega; porque, a su manera, cada uno, me acompañó académica y espiritualmente, con ellos crecí en estos años más de lo que esperaba...mucho más. A mis otros amigos, aquellos que fueron como ángeles, que me acompañaron y me dieron fuerzas para seguir en esos momentos que no faltan, cuando una experiencia es muy importante en la vida, aquellos momentos en los que se siente que no se va a poder y que el espíritu, más que la mente, no es tan fuerte como se necesita...a Carmen Úsuga, Edilgardo Loaiza y Luz Estella Vásquez. A Claudia Abad, Ana Elisa Casas, Róssalyn Hoyos, Estela Barrientos, Jairo Ruíz, Darío Castañeda y Argiro Agudelo, porque también fueron pacientes, me ayudaron, me escucharon y me siguieron la corriente en momentos de locura.

Ahora...a aquel que fue no solo mi asesor, fue todo lo anterior, y quien más que nadie sabe lo que todo ésto ha representado en mi vida y la intensidad y el corazón con que lo viví. No sabría ni cómo decirle cuánto quiero agradecer, pero espero que ya lo sepa, a Juan Diego León...gracias por todo y tanto.

A mis papás, que tampoco sé cómo agradecerles, los menciono aquí, porque cómo no?, pero ningún papel, ni siquiera un libro, alcanzaría para decirles todo lo que siento y lo increíble que he descubierto, es amar a un hijo y la entrega que ello representa.

TABLA DE CONTENIDO

PRESENTACIÓN 4

REHABILITACIÓN DE SUELOS EN PROCESO DE DESERTIFICACIÓN VÍA REACTIVACIÓN DEL CICLO BIOGEOQUÍMICO CON PLANTACIONES DE NIM (*Azadirachta indica* A. Juss) EN EL OCCIDENTE MEDIO ANTIOQUEÑO 5

RESUMEN 5

ABSTRACT 6

INTRODUCCIÓN 7

1. MATERIALES Y MÉTODOS 10

1.2. MÉTODOS DE CAMPO Y LABORATORIO 11

1.2.1. Producción de hojarasca 11

1.2.2. Acumulación de hojarasca 11

1.2.3. Descomposición de hojarasca 11

1.2.4. Reabsorción de nutrientes 12

1.2.5. Análisis físico-químicos 12

1.2.6. Cálculos y análisis estadístico 13

2. RESULTADOS 16

2.1. PRODUCCIÓN Y ACUMULACIÓN DE HOJARASCA 16

2.2. RETORNO DE NUTRIENTES 18

2.3. CONCENTRACIÓN, REABSORCIÓN Y EFICIENCIA EN EL USO DE NUTRIENTES 19

2.4. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA SECA RESIDUAL EN *LITTER-BAGS* 20

2.5. CANTIDADES RESIDUALES DE NUTRIENTES EN *LITTER-BAGS* 22

2.6. EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS 23

3. DISCUSIÓN 26

3.1. PRODUCCIÓN Y ACUMULACIÓN DE HOJARASCA 26

3.2. RETORNO DE NUTRIENTES 27

3.3. CONCENTRACIÓN, REABSORCIÓN Y EFICIENCIA EN EL USO DE NUTRIENTES 29

3.4. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA SECA RESIDUAL EN *LITTER-BAGS* 31

3.5. CANTIDADES RESIDUALES DE NUTRIENTES EN *LITTER-BAGS* 33

3.6. EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS 35

4. CONCLUSIONES 39

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 41

PRESENTACIÓN

La presente tesis de maestría se desarrolló en el marco del proyecto "Rehabilitación de tierras en proceso de desertificación con plantaciones de Nim (*Azadirachta indica* A. Juss.) en el Occidente Antioqueño", financiado por la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

La plantación a estudiar fue establecida en el año 2004 por la Corporación Autónoma Regional CORANTIOQUIA con el fin de promover la recuperación de suelos degradados por sistemas pastoriles intensivos. El estudio consistió en la caracterización estructural de la plantación y la evaluación de los procesos claves del ciclo biogeoquímico en el sitio, conducentes al mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Los procesos del ciclo biogeoquímico estudiados comprendieron: la producción y descomposición de hojarasca fina, la acumulación de mantillo, los retornos potenciales y reales de nutrientes al sistema, la reabsorción de nutrientes foliares, y la evolución de parámetros edáficos, entre otros, materia orgánica, estabilidad de agregados, densidad aparente y capacidad de intercambio catiónico.

Los resultados del estudio se presentan a continuación, explicando cada uno de los procesos mencionados desde la dinámica de la vegetación y de su interacción con el medio edáfico, evidenciando la capacidad potencial de la especie para actuar como recuperadora de suelos degradados.

REHABILITACIÓN DE SUELOS EN PROCESO DE DESERTIFICACIÓN VÍA REACTIVACIÓN DEL CICLO BIOGEOQUÍMICO CON PLANTACIONES DE NIM (*AZADIRACHTA INDICA* A. JUSS) EN EL OCCIDENTE MEDIO ANTIOQUEÑO

CLAUDIA PATRICIA FLÓREZ FLÓREZ[1], JUAN DIEGO LEÓN PELÁEZ [2,3], Ph.D.

[1] Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Medellín, Colombia
claudiapatriciaflorez@gmail.com

[2] Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Medellín, Colombia
jdleon@unal.edu.co

[3] Grupo de Investigación en Ciencias Forestales

RESUMEN

Se evaluó el potencial de plantaciones de Nim para restaurar suelos degradados por sobrepastoreo en zonas secas, vía reactivación del ciclo biogeoquímico. Los aportes anuales de materia orgánica como hojarasca fina (HF) representaron 557,54 kg ha^{-1}, siendo 33% hojas de Nim. Los mayores retornos potenciales de nutrientes por hojarasca foliar fueron de Ca (4,6 kg ha^{-1}) y N (2,4 kg ha^{-1}), y los menores de P (0,06 kg ha^{-1}). El 68% del material foliar depositado en litter-bags desapareció tras un año del experimento. La mayor liberación de nutrientes fue de K (100%) y la menor de N (40%). A partir de la constante de descomposición anual (k=1,58) y de la caída de hojarasca foliar de Nim, los retornos efectivos de materia orgánica y carbono al suelo representarían 146 y 36,3 kg ha^{-1}. El P fue el nutriente más limitante, con baja disponibilidad edáfica, altos valores N/P en hojarasca foliar (39,2) y bajos valores P/N en hojas maduras (0,02). Aunque son jóvenes, estas plantaciones han reactivado el ciclo biogeoquímico, modificando positivamente parámetros edáficos, según incrementos de materia orgánica, P y K, 68%, 35% y 64%, respectivamente. Así mismo han mejorado la estabilidad de agregados y las tasas de respiración microbiana.

Palabras claves: Nim (*Azadirachta indica*), ciclo biogeoquímico, hojarasca, descomposición de hojarasca, retorno de nutrientes, rehabilitación de suelos, restauración ecológica.

ABSTRACT

The potential use of Neem plantations for restoring soils degraded by over-pasturing in dry regions valuing the reactivation of the biogeochemical cycle was evaluated. The annual contributions of organic material, such as fine litterfall, represented 557.54 kg ha^{-1}, a third of which was Neem leaves. The greatest potential returns of nutrients per foliar litterfall were from Ca (4,6 kg ha^{-1}) and N (2,4 kg ha^{-1}), and the smallest potential returns came from P (0,06 kg ha^{-1}). Sixty-eight percent of the foliar material deposited in litterbags disappeared after 1 year. The greatest release of nutrients was that of K (100%), and the least was that of N (40%). Starting from the constant of annual decomposition (k=1,58) and the Neem foliar litterfall, the effective returns of organic material and carbon to the soil would be 146 and 36,3 kg ha^{-1}. P was the most limiting nutrient, with low edaphic availability, high N/P values in foliar litterfall (39,2) and low P/N values in mature leaves (0,02). Although these plantations are young, they have revitalized the biogeochemical cycle, positively modifying the edaphic parameters according to the increases in organic material, P and K of 68%, 35% and 64%, respectively. Furthermore, they improved the stability of aggregates and the microbe respiration rates.

Key words: Neem (*Azadirachta indica*), biogeochemical cycle, litterfall, litter decomposition, nutrient renewal, soil rehabilitation, ecological restoration.

INTRODUCCIÓN

Cerca del 80% de la degradación de las tierras áridas, las variaciones climáticas y las actividades humanas (Le Houèrou 1975, Le Houèrou 1976, Anaya 1986, United Nations 1994, Gretchen 1995, Warren 1996, López & Romero 1998, González 2001, Reynolds & Stafford Smith 2002) son producto del desmonte y cultivo inadecuado, el pastoreo excesivo y la recolección indiscriminada de plantas leñosas, representando un problema de importantes repercusiones ambientales, que resulta principalmente en la desertificación y degradación de tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas.

De hecho, en Colombia, el reemplazo de la vegetación original de estas zonas secas, por pastos para ganado, ha conllevado la pérdida progresiva del Bosque Seco Tropical (Holdridge 1978), considerado entre los tres ecosistemas más degradados, fragmentados y menos conocidos del país. Así, de los bosques secos a subhúmedos persisten en la actualidad, cerca de 1200 km^2 de los 80000 km^2 originales (MAVDT 2004).

El 78,9% de las zonas secas en Colombia presentan algún grado de desertificación, derivado en su mayoría del sobrepastoreo y del manejo inadecuado del suelo (MAVDT 2004). La intervención remedial de estas tierras degradadas es necesaria para múltiples fines, que incluyen la restauración de la biodiversidad y del funcionamiento ecológico, y el suministro de bienes y servicios ecosistémicos (Gretchen 1995, David *et al.* 2005).

Aunque para la recuperación de ecosistemas degradados, los modelos de restauración pasiva basados en procesos de regeneración natural son sencillos y económicos (Lamb & Gilmour 2003), no siempre son exitosos (Uhl *et al.* 1988, Nepstad *et al.* 1996, Holl 2002, Schrautzer *et al.* 2007). Como alternativa, los modelos de restauración activos permiten, además de restaurar el hábitat para la biodiversidad, acelerar el restablecimiento de procesos ecológicos como el ciclo de nutrientes y el secuestro de carbono (Celentano *et al.* 2011).

El modelo más común de restauración activa es la plantación de árboles en altas densidades (Reay & Norton 1999). Éste ha revelado la utilidad de las plantaciones forestales para la recuperación de las propiedades edáficas y de la diversidad biológica en tierras tropicales degradadas (Lugo *et al.* 1990,

Parrota 1992, Lugo 1997, Garten 2002, Singh *et al.* 2002), como consecuencia de la reactivación del ciclo biogeoquímico vía producción y descomposición de hojarasca. Estos procesos conducen al incremento de materia orgánica y de nutrientes en el suelo (Lowry *et al.* 1988), al aumento del pH, al mejoramiento de la estabilidad de agregados, y al incremento de la capacidad de almacenamiento de agua (Sánchez *et al*. 1985, Chakraborty & Chakraborty 1989, León *et al.* 2010).

Muchos proyectos de reforestación y agroforestales con enfoque comunitario, están enmarcados en iniciativas de rehabilitación de suelos desertificados (Ferrari & Wall 2004). Estos han tenido entre sus objetivos, incrementar la seguridad alimentaria y proteger a la comunidad contra la desertificación y el cambio climático, a través de la provisión de múltiples servicios ecosistémicos, tales como el control de la erosión, el almacenamiento y transpiración del agua requerida para la precipitación, el secuestro de carbono, y la formación de hábitats para diversos arreglos de especies vegetales y animales (González 2001, Gómez 2004). Además de los beneficios ecosistémicos señalados, se producen otros de tipo social (Pal & Sharma 2001), que incluyen el suministro de leña, madera estructural, medicinas tradicionales y alimentos básicos (González 2001). No obstante, muchos de estos proyectos no han tenido éxito, dadas, entre otras restricciones, las severas limitaciones edáficas de tales sitios.

Las especies vegetales que se incorporen en modelos de restauración y/o de producción, deben, además de tener una alta capacidad de adaptación a las condiciones extremas de degradación, exhibir un eficiente reciclado externo de los escasos nutrientes edáficos, a través de procesos del ciclo biogeoquímico como la descomposición de la hojarasca y de raíces muertas (Ferrari & Wall 2004), hacer altos aportes de materia orgánica al suelo y mostrar una alta eficiencia en el uso de los nutrientes (Sayer & Elliot 2005, León *et al.* 2010, 2011).

La especie Nim (*Azadirachta indica* A. Juss) ha sido empleada tanto bajo arreglo de plantación monoespecífica como mixta, para la recuperación de suelos degradados en zonas secas. Características como la calidad de la hojarasca y la rápida tasa de descomposición de las hojas han hecho del Nim una alternativa para mejorar la fertilidad del suelo en terrenos pedregosos y arenosos con tendencia a la desertificación (Radwanski 1969, Radwanski & Wickens 1981). Asimismo, ha sido utilizada para la rehabilitación de suelos degradados por minería en el Norte de Australia (Parrotta & Chaturvedi 1994, Singh *et al*. 2000) y en la India (Mehrotra 1998) y para la recuperación de suelos

afectados por salinidad en el norte de Kenya y la India (Olukoye *et al.* 2003, Tripathi & Singh 2005, Singh & Garg 2007).

En Colombia se conocen pocos registros del empleo de Nim con fines de rehabilitación de suelos degradados por actividades agrícolas y ganaderas intensivas en zonas secas. Barreto & Olivos (2007) reportaron su uso en Girardot (Cundinamarca) bajo un modelo agroforestal con resultados positivos. En Antioquia se conoce el empleo de Nim con fines de recuperación de suelos degradados, bajo arreglo de plantación en bloque, implementada por la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) en el año 2004 en tierras secas afectadas por sobrepastoreo en Santa Fe de Antioquia. El trabajo que aquí se presenta tuvo como objetivo determinar el potencial de estas plantaciones como modelo de restauración activa, para la recuperación de tales suelos degradados. Para ello se caracterizaron varios procesos del ciclo biogeoquímico, relacionados con los flujos de materia orgánica y nutrientes desde el dosel, y se valoraron parámetros físicos y químicos de los suelos.

1. MATERIALES Y MÉTODOS

1.1. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en Santa Fe de Antioquia, al noroeste de Colombia (6° 54’ N, 75° 81’ W), cuenca del río Cauca, a una elevación de 534 - 584 msnm. Las plantaciones de Nim estudiadas se establecieron en el año 2004 sobre un terreno altamente degradado por sobrepastoreo, sin manejo silvícola hasta la fecha. El período de estudio comprende desde noviembre de 2009, hasta el mismo mes de 2010. Los valores medios anuales (1995 a 2005) de temperatura, precipitación y evaporación son 26,6°C, 1034 mm y 1637 mm, respectivamente (Estación meteorológica Cotové, 530 msnm, 6° 32’ N, 75° 50’ W). El paisaje comprende colinas sobre sedimentos del Terciario de baja a media pendiente, con un promedio de 40.5%. Los suelos se clasifican en el orden de los entisoles, subgrupo Typic Ustorthent (SSS 2010). Están formados a partir de sedimentos del Río Cauca y presentan una erosión de moderada a severa con manifestación de erosión laminar y terrácea por efectos del pastoreo, dejando expuesto el material parental (anfibolita, L. Arias, comunicación personal, 7 de diciembre, 2011).

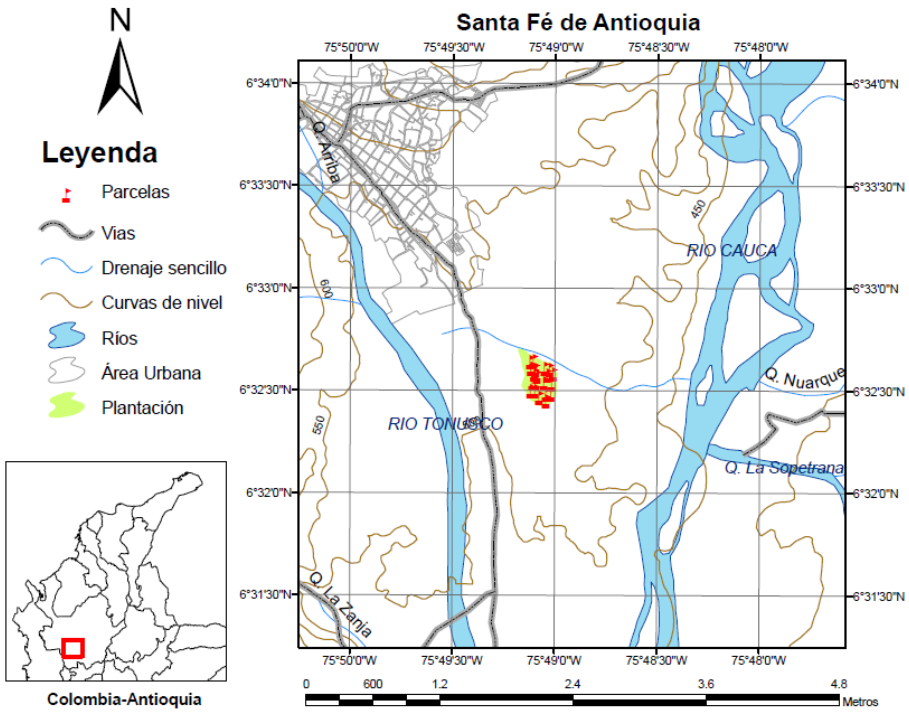

Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio

1.2. MÉTODOS DE CAMPO Y LABORATORIO

1.2.1. Producción de hojarasca

Se establecieron 20 parcelas de 250 m^2 en las plantaciones de Nim descritas anteriormente, en cada una de las cuales se ubicaron tres trampas circulares para recolección de la hojarasca fina. Las trampas se hicieron con tela de malla fina (0,5 m^2 cada una), y se suspendieron de aros de alambre galvanizado, a una altura de 1 m sobre la superficie del terreno. Las recolecciones se hicieron quincenalmente (Rai & Proctor 1986) durante un año. La hojarasca se separó por fracciones: (a) hojas de Nim (HN), (b) hojas de Noro, *Byrsonima crassifolia* (HNo), (c) hojas de otras especies (HOe), (d) material leñoso (ML) ramas con diámetro <2 cm y pequeños restos de corteza, (e) material reproductivo (MR), y (f) otros restos (OR). Las fracciones de hojarasca se secaron en horno a 65°C (Aussenac *et al.* 1972), hasta obtener peso constante. Después de la determinación de los pesos secos de todas las fracciones, se combinaron y homogenizaron las muestras de HN para dos períodos quincenales (un mes) y se tomó una sub-muestra para análisis químico.

1.2.2. Acumulación de hojarasca

Al finalizar el año de muestreo, un total de 20 muestras (20 x 20 cm) de la capa de hojarasca acumulada sobre el piso de las plantaciones o mantillo fueron colectadas, a razón de una muestra por parcela. Cada muestra de mantillo se separó por fracciones: (a) hojas de Nim (HN), (b) hojas de otras especies (HOe), (c) material leñoso (ML), y (d) otros restos (OR). Cada fracción se secó a 65°C y se pesó. Una muestra compuesta y homogenizada de cada fracción, fue preparada para análisis químico (ver apartado 1.2.5.).

1.2.3. Descomposición de hojarasca

La descomposición de la hojarasca foliar de Nim se estudió mediante la técnica de litter-bags (Bocock et al. 1960). Hojas senescentes de Nim fueron colectadas de las plantaciones estudiadas y llevadas al laboratorio. Un total de 27 litter-bags (20 x 20 cm, 2 mm de poro) con 3 g de hojas senescentes secas, se dispusieron en un área de 250 m2, alrededor de tres individuos seleccionados al azar (9 unidades rodeando cada árbol). Tres litter-bags fueron retiradas al azar a los 14, 28, 56, 84, 126, 168, 269, 297 y

365 días. Las litter-bags se abrieron, y los materiales foliares se secaron al aire durante dos días, se limpiaron cuidadosamente con pincel suave para retirar partículas de suelos adheridas, se secaron a 65°C en estufa con recirculación de aire, y finalmente se pesaron. La materia seca residual (MSR) u hojarasca foliar remanente se obtuvo para cada evento de muestreo. Después de la determinación del peso seco, las tres muestras de hojas correspondientes a cada muestreo, se combinaron y homogenizaron para análisis químico (ver apartado 1.2.5.).

1.2.4. Reabsorción de nutrientes

Hojas verdes maduras de diez individuos de Nim fueron colectadas mensualmente a lo largo del año de muestreo en ocho de las parcelas que se establecieron para evaluar la producción de hojarasca. Las hojas fueron cuidadosamente seleccionadas, de forma que fueran fotosintéticamente activas, que no exhibieran síntomas de enfermedades y/o herbivoría, y que no correspondieran a estados extremos de edad, esto es, renuevos foliares u hojas senescentes. El material foliar colectado se combinó y una sub-muestra fue seleccionada para análisis químico (ver apartado 1.2.5.).

1.2.5. Análisis físico-químicos

Las muestras compuestas obtenidas para las fracciones de hojarasca y tejidos foliares fueron llevadas a cenizas en mufla, a 550°C por seis horas. Los cationes (Ca, Mg, K) se determinaron usando espectrofotometría de absorción atómica (Espectrofotómetro 2380, Perkin Elmer). Las concentraciones de P fueron determinadas usando el método de azul de molibdato. El C fue determinado por el método de Walkley & Black (1934) y el N mediante el método Kjeldahl. La Fibra Detergente Ácido (FDA) y el porcentaje de Lignina se determinaron acorde a Goering & van Soest (1970). La celulosa se obtuvo de la diferencia entre Fibra Detergente Ácido (FDA) y Lignina. Un total de 20 muestras de suelo superficial (profundidad 10 cm) fueron tomadas (una por parcela). Al mismo tiempo, 14 muestras de suelo superficial (profundidad 10 cm) se tomaron de sitios localizados por fuera de las plantaciones de Nim (sitios testigo). Las muestras de suelo se secaron al aire durante tres días, se tamizaron (2 mm) y se analizaron para P, N, Ca, Mg, K, y pH. El pH se midió potenciométricamente con equipo HANNA 211, en agua desionizada (1:2). Las bases intercambiables (Ca, Mg, K) se extrajeron usando acetato de amonio ($CH_3COO\ NH_4$) 1N neutro, y se midieron por

espectrofotometría de absorción atómica. El P disponible se determinó usando el método Bray-Kurtz. El método Kjeldahl se aplicó para el análisis del N total.

Para las muestras de suelo fueron además determinados: la densidad aparente (DA) (muestras procedentes de los sitios donde se tomaron las muestras para análisis químico), utilizando un cilindro metálico biselado (volumen= 101,4 cm^3) y secando las muestras a 105°C hasta peso constante (SAMLA 1996) y la EA, según metodología de Yoder (1936). Las tasas de respiración microbiana – liberación de CO_2 se determinaron mediante un ensayo de respirometría en condiciones de laboratorio, siguiendo las indicaciones de Anderson & Domsch (1978) y el NH_4 se determinó mediante extracción con KCl 2 M y lectura con electrodo de ión selectivo (Keeney & Nelson 1982).

1.2.6. Cálculos y análisis estadístico

La Tasa de Retorno Potencial de Nutrientes (TRP) vía hojarasca foliar (kg $ha^{-1}a^{-1}$) fue calculada como el producto de la concentración del nutriente por la materia seca de la hojarasca foliar. Se calculó el coeficiente de descomposición k_j (Jenny *et al*. 1949).

$$k_j = A/(F + A)$$

Donde, A es la cantidad de hojarasca foliar que cae anualmente hasta el suelo desde el dosel, y F es la cantidad de hojarasca foliar acumulada sobre el suelo. El Tiempo Medio de Residencia (TMR) de la hojarasca y de los nutrientes (años) se calcularon como el inverso del coeficiente k_j (TMR=1/k_j). Los nutrientes acumulados en las hojas del mantillo (RNM) se obtuvieron de multiplicar la materia seca de las hojas presentes en el mantillo y su respectiva concentración. La Tasa de Retorno Real de Nutrientes (TRR) vía hojarasca foliar (kg ha^{-1} a^{-1}) se calculó como el producto entre TRP y el respectivo coeficiente k_j. Finalmente se calculó para cada nutriente un Índice de Eficacia del Retorno (IER) dividiendo TRP entre RNM. Valores IER cercanos a 1 indican que las cantidades de nutrientes que llegan hasta la superficie del suelo vía hojarasca foliar son similares a aquellas que se acumulan del nutriente en el mantillo. Valores IER<1 indican la acumulación del nutriente en el mantillo (León *et al.* 2011).

La pérdida de peso o materia seca a lo largo del tiempo en las *litter-bags*, se ajustó a un modelo simple exponencial (Olson 1963):

$$X_t / X_0 = e^{-kt}$$

Donde, X_t es el peso o material remanente en el momento t, X_0 es el peso o material seco inicial, "e" es la base del logaritmo natural, *k* es la tasa de descomposición, y *t* el tiempo. El tiempo requerido para que se produzca la pérdida del 50% y 99% de la materia seca se calculó como t_{50}= -0,693/*k* y t_{99}=-4,605/*k*, respectivamente. También se ajustó un modelo doble exponencial (Bunnell & Tait 1974, Hunt 1977), que asume que la hojarasca se puede dividir en dos compartimientos, uno lábil de fácil descomposición, y otro recalcitrante de mayor dificultad para su degradación:

$$X_t / X_0 = pe^{-k1t} + (1-p)\, e^{-k2t}$$

Donde, *p* es la proporción de compuestos lábiles presentes en la hojarasca, *1-p* es la proporción de compuestos recalcitrantes en la hojarasca, y k_1, k_2 son las tasas de descomposición. Las cantidades residuales de cada nutriente se expresaron con respecto a su contenido inicial en las hojas depositadas en las *litter-bags* (0-1 g/g).

La reabsorción de nutrientes foliares se calculó como la diferencia entre las cantidades de nutrientes en las hojas verdes y en las hojas muertas (Hagen-Thorn *et al*. 2006). Este valor, divido por la cantidad del elemento en las hojas maduras, permite obtener una aproximación de la cantidad retranslocada, que multiplicada por 100, la expresa en porcentaje (Del Arco *et al*. 1991).

$$R = \frac{Chm - Ch}{Chm} x100$$

Donde, *Chm* es la concentración del nutriente en las hojas maduras, *Ch* es la concentración del nutriente en la hojarasca foliar. Las cantidades reabsorbidas de nutrientes (g ha^{-1} a^{-1}) o Flujo de Reabsorción (Fr), se calcularon como el producto entre la diferencia absoluta de los valores de concentración media de las hojas maduras y de la hojarasca foliar, y la producción de hojarasca foliar. La eficiencia en el uso de nutrientes se determinó a partir del Índice de Eficiencia de Vitousek (1982) – IEV- el cual define la eficiencia con la que es utilizado un nutriente, como la cantidad de materia seca

producida en el desfronde, por unidad de ese nutriente contenida en él, es decir, el inverso de la concentración.

$$IEV = \left(\frac{Psh}{Pseh} \right)$$

Donde, *Psh* es el peso o materia seca de la hojarasca foliar, y *Pseh* es la concentración del nutriente en la hojarasca.

El tratamiento estadístico comprendió el ajuste de modelos mediante regresión no lineal para la pérdida de peso del material foliar depositado en las *litter-bags*, y el análisis de correlación lineal para el establecimiento de asociaciones entre las tasas de pérdida de peso y las variables de calidad del sustrato y la precipitación. Para la selección de los modelos se emplearon como indicadores de ajuste, el coeficiente de determinación (R^2), el estadístico Durbin - Watson (D-W), y la suma de cuadrados del error. Para la comparación de los valores de los parámetros de suelos entre los sitios testigo y las plantaciones, se empleó la prueba de comparación de medianas Mann-Whitney (Wilcoxon) para dos grupos (*P*=0,05). Los procesamientos estadísticos fueron realizados en el programa *Statgraphics Centurion XV* (StatPoint Technologies, Inc).

Con el fin de determinar el efecto de la plantación de Nim sobre las condiciones edáficas de los sitios evaluados se practicó un análisis de redundancia canónica (ARC) *CANOCO for Windows 4.52,* en el que las variables ambientales (rodal) seleccionadas fueron, HNM: fracción foliar correspondiente a hojas de Nim acumuladas como mantillo sobre el suelo, MT: total de las fracciones acumuladas como mantillo en el suelo, HN: hojas de Nim en la hojarasca fina desprendida del dosel, HT: totalidad de fracciones de hojarasca fina desprendida desde el dosel, H: altura de los individuos y G: área basal, y las variables de especie (edáficas) fueron, CICE: capacidad de intercambio catiónico, EA: estabilidad de agregados, DA: densidad aparente, MO: materia orgánica edáfica, CO_2: dióxido de carbono liberado por microorganismos, Ar: arcillas, A: arena, L: limo, N: nitrógeno edáfico y P: fósforo edáfico. Los valores de las variables de rodal aquí consideradas se tomaron en las mismas parcelas de 250 m^2 en las que se monitoreó la caída de hojarasca quincenalmente.

2. RESULTADOS

2.1. PRODUCCIÓN Y ACUMULACIÓN DE HOJARASCA

La caída de hojarasca fina representó 557,54 kg ha^{-1} a^{-1}, con predominio de la fracción foliar (65%), y participación mayoritaria de HN (33%), seguida de HNo y MR (ambas 24%) (Tabla 1, Figura 2). Los aportes más bajos se observaron para HOe y OR (8% y 2%, respectivamente). A excepción de las fracciones HOe y MR, no se encontró correlación significativa entre la producción de hojarasca fina y la precipitación (Tabla 2).

Tabla 1. Caída de hojarasca fina mensual (kg ha^{-1}) discriminada por fracciones, en las plantaciones de Nim. Entre paréntesis la desviación típica (DT)

Período	Fracciones						
	HN	**HNo**	**HOe**	**MR**	**ML**	**OR**	**HT**
Promedio mensual	15,40 (10,75)	11,11 (6,27)	3,63 (3,12)	11,31 (11,58)	4,01 (1,65)	1,00 (0,67)	46,46 (21,70)
Total anual	184,84	133,34	43,57	135,78	48,07	11,94	557,54
Participación relativa anual (%)	33	24	8	24	9	2	100

HN: hojas de Nim, **HNo:** hojas de Noro, **HOe:** hojas de otras especies, **MR:** material reproductivo, **ML:** material leñoso, **OR:** otros restos, **HT:** hojarasca total

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Pearson (r), para producción de hojarasca fina y precipitación, en las plantaciones de Nim

Fracción	r	Valor P
HN	0,0168	0,9339
HNo	0,3139	0,1108
MR*	0,5121	0,0063
ML	-0,2952	0,1349
OR	0,0044	0,9827
HOe *	-0,6888	0,0001

*:valores estadísticamente significativos (*P*=0,05)

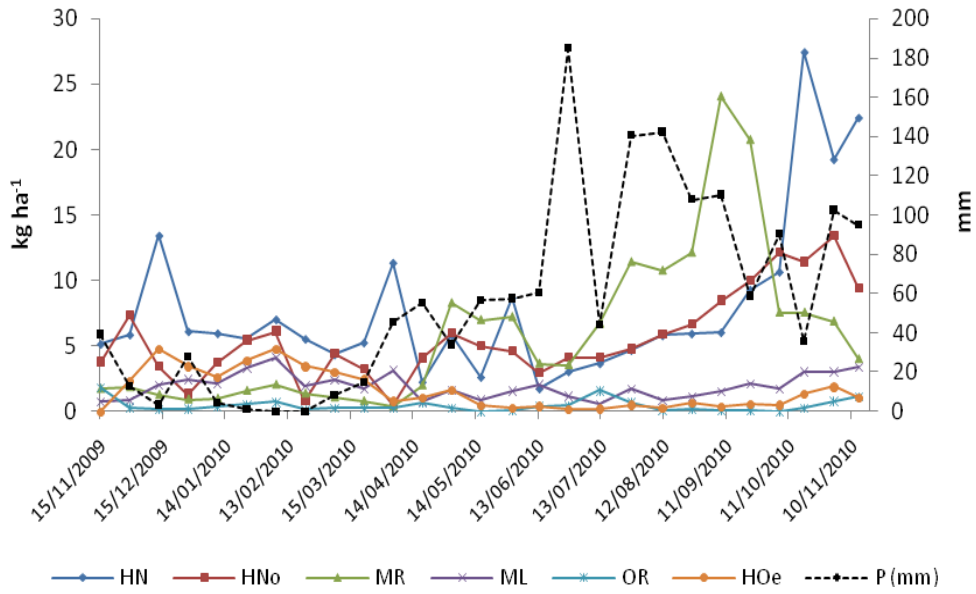

Figura 2. Valores medios quincenales de caída de hojarasca fina (kg ha^{-1}) discriminada por fracciones durante el período de estudio. En línea discontinua, los valores de precipitación quincenal (mm) correspondientes a los períodos de muestreo. **HN:** hojas de Nim, **HNo:** hojas de Noro, **HOe:** hojas de otras especies, **MR:** material reproductivo, **ML:** material leñoso, **OR:** otros restos

La mayor acumulación de hojarasca como mantillo sobre el suelo (Tabla 3) se observó para la fracción HOe (181,33 kg ha^{-1}a^{-1}) y la menor para HN (73,11 kg ha^{-1}a^{-1}). Consecuentemente, la constante k_j para HN reflejó una mayor velocidad de descomposición, un menor Tiempo Medio de Residencia, TMR (1,4 años) y un mayor Retorno por Descomposición, RD (132,45 kg ha^{-1}a^{-1}). Para los materiales leñosos (ML) por el contrario, se observó la menor tasa de descomposición y el mayor tiempo de residencia (Tabla 3). El TMR del mantillo completo representó 1,81 años, que supone un retorno de 308,15 kg ha^{-1} a^{-1} de materia orgánica al suelo.

Tabla 3. Descomposición y tiempo medio de residencia de las fracciones del mantillo

Fracción	A	F	k_j	TMR	RD
HN	184,84	73,11	0,72	1,40	132,45
HOe	176,91	181,33	0,49	2,03	87,36
ML	48,07	111,83	0,30	3,33	14,45
OR	147,72	84,94	0,63	1,57	93,79
TOTAL	**557,54**	**451,21**	**0,55**	**1,81**	**308,15**

A: producción anual de hojarasca (kg ha^{-1} a^{-1}), **F:** cantidad de mantillo sobre el suelo (kg ha^{-1} a^{-1}), **k_j:** constante de descomposición de Jenny *et al.* (1949), **TMR:** Tiempo Medio de Residencia (años), **RD:** Retorno por Descomposición (kg ha^{-1} a^{-1}), **HN:** hojas de Nim, **HNo:** hojas de Noro, **HOe:** hojas de otras especies, **MR:** material reproductivo, **ML:** material leñoso, **OR:** otros restos, **HT:** hojarasca total

2.2. RETORNO DE NUTRIENTES

Los valores de concentración y retorno potencial de nutrientes en la hojarasca foliar más altos se registraron para Ca y N, mientras que los menores se obtuvieron para P (Tabla 4). El nutriente que mostró mayor variabilidad temporal en su concentración fue el K, y en el retorno, el N (Tabla 4), este último, resultado a su vez de la variabilidad en la producción de hojarasca foliar (Figuras 2 y 3).

Tabla 4. Concentración (% ± DT) y retorno potencial de nutrientes (kg ha^{-1}± DT)a través de la hojarasca foliar. Entre paréntesis, coeficiente de variación (%). DT: desviación típica

Parámetro	P	N	Ca	Mg	K
Concentración media mensual	0,03 ± 0,006 (19,05)	1,29 ± 0,311 (24,18)	2,16 ± 0,649 (30,06)	0,46 ± 0,064 (13,88)	0,29 ± 0,144 (49,31)
Retorno medio mensual	0,005 ± 0,004 (86,67)	0,203 ± 0,180 (114,39)	0,385 ± 0,440 (82,04)	0,074 ± 0,061 (64,53)	0,043 ± 0,028 (89,03)
Retorno total anual	0,06	2,43	4,62	0,89	0,52

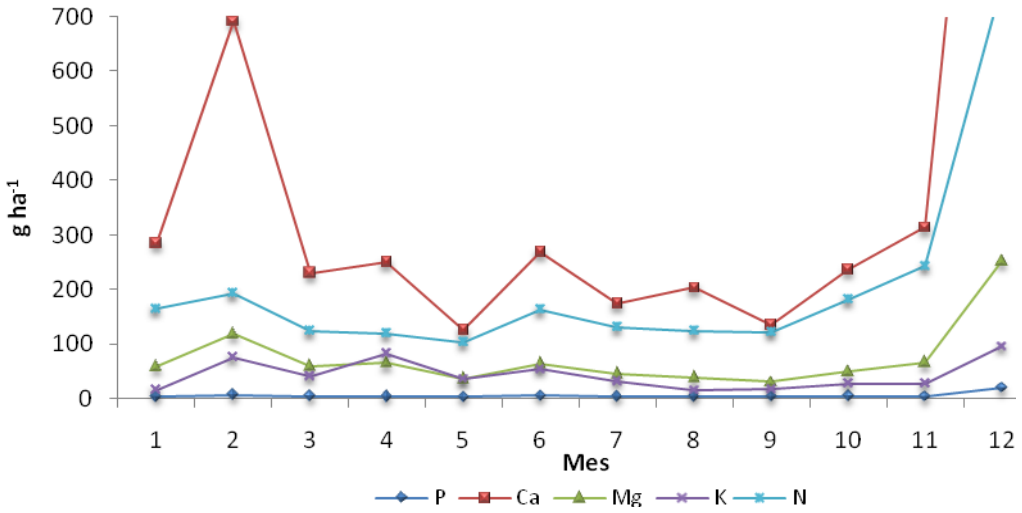

Figura 3. Evolución temporal del retorno potencial de nutrientes (g ha^{-1}) vía hojarasca foliar de Nim durante el período de estudio

El carbono (C) acumulado en el mantillo de las plantaciones de Nim representó 111,44 kg ha^{-1}, del cual cerca de un 40% se encontró en la fracción HOe, incluyendo hojas de Noro en este caso (Tabla 5). En esta fracción se encontró asimismo la mayor acumulación de nutrientes. El Ca fue el nutriente mayoritario en el mantillo, seguido en su orden, por N y Mg.

Tabla 5. Retención de nutrientes (kg ha^{-1}) en las fracciones del mantillo

Fracción	C	P	Ca	Mg	K	N
HN	17,99	0,03	1,51	0,31	0,07	1,84
HOe	44,86	0,07	3,92	1,02	0,15	2,03
ML	28,71	0,02	1,10	0,19	0,07	0,85
OR	19,88	0,03	0,84	0,28	0,06	1,19
TOTAL	**111,44**	**0,16**	**7,37**	**1,80**	**0,34**	**5,91**

HN: hojas de Nim, **HOe:** hojas de otras especies, **ML:** material leñoso, **OR:** otros restos

La mayor tasa de liberación de nutrientes se observó para K con k_j=0,89 y la menor para N con k_j=0,57 (Tabla 6), siendo las tasas muy similares para el resto de nutrientes. De acuerdo con estos valores k_j, los TMR fueron todos superiores a 1 año (1,13-1,76 años, Tabla 6). A partir de estas tasas de liberación k_j, se registró el mayor retorno real (TRR) de nutrientes al suelo para Ca (3,5 kg ha^{-1} a^{-1}), el cual superó 2,5 veces el retorno real de N (1,4 kg ha^{-1} a^{-1}), que ocupó el segundo lugar. De acuerdo con los valores IER obtenidos (Tabla 6), el nutriente para el que se produjo una menor liberación efectiva anual fue N, mientras que la situación contraria se observó para K.

Tabla 6. Índices de los procesos de retorno, retención y liberación de nutrientes vía hojarasca foliar de Nim (HN) (kg ha^{-1} a^{-1})

Índice	C	P	Ca	Mg	K	N
TRP	45,93	0,06	4,62	0,89	0,52	2,43
RNM	17,99	0,03	1,51	0,31	0,07	1,84
k_j	0,72	0,68	0,75	0,74	0,89	0,57
TMR	1,39	1,47	1,33	1,35	1,13	1,76
TRR	33,01	0,04	3,48	0,65	0,46	1,38
IER	2,55	2,12	3,05	2,82	7,90	1,32

TRP: tasa de retorno potencial de nutrientes vía hojarasca foliar, **RNM:** retención de nutrientes en la hojarasca foliar del mantillo, k_j**:** constante de descomposición de Jenny, **TMR:** tiempo medio de residencia (años), **TRR:** tasa de retorno real de nutrientes, **IER:** índice de eficacia del retorno

2.3. CONCENTRACIÓN, REABSORCIÓN Y EFICIENCIA EN EL USO DE NUTRIENTES

Las mayores concentraciones de nutrientes en las hojas maduras fueron de N y Ca, siendo muy similares, mientras que las menores se registraron para P (Tabla 7). La mayor eficiencia en el uso de nutrientes se encontró para el P (IEV=3175,5) y la menor para el Ca (IEV=49,9). La mayor reabsorción de nutrientes foliares se observó para el K (R=60%), mientras que el Mg con R=6,8%, se comportó

como el nutriente menos móvil (Tabla 7). En términos absolutos, el mayor flujo de nutrientes reabsorbidos anualmente fue el de N (*ca.* 1390 g ha^{-1}) y los menores los de Mg y P (*ca.* 30 g ha^{-1}).

Tabla 7. Parámetros foliares relacionados con la reabsorción y eficiencia en el uso de nutrientes. Desviación típica entre paréntesis

Elemento	Chm (%)	R (%)	IEV	Fr (g $ha^{-1}a^{-1}$)
P	0,05 (0,01)	35,0 (11,2)	3175,5 (737,1)	32,0
Ca	1,95 (0,65)	nd	49,9 (14,1)	nd
Mg	0,50 (0,06)	6,8 (14,5)	221,8 (34,0)	32,2
K	0,80 (0,18)	60,0 (26,2)	420,8 (199,2)	928,4
N	2,07 (0,32)	38,2 (11,0)	82,1 (19,9)	1385,7

Chm: concentración media mensual en hojas maduras, **R:** reabsorción media mensual, **IEV:** índice medio mensual de eficiencia de Vitousek (1982),**Fr:** flujo anual de nutrientes por reabsorción, **nd:** no determinado

2.4. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA SECA RESIDUAL EN *LITTER-BAGS*

Al término del año de seguimiento la Materia Seca Residual (MSR) alcanzó en promedio 31,8% del material foliar inicialmente depositado en las *litter-bags* (Figura 4).

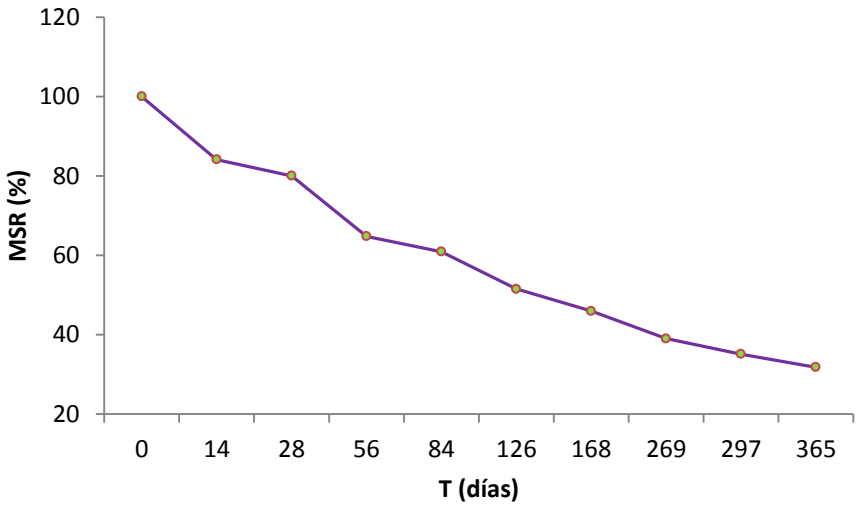

Figura 4. Evolución temporal de la Materia Seca Residual (MSR) de la hojarasca foliar depositada en las *litter-bags*. Cada punto representa el promedio de tres *litter-bags*

A partir de los coeficientes de correlación de Pearson no se encontró ninguna asociación significativa (*P*>0,05) de la pérdida de materia seca con los parámetros de calidad de hojarasca, ni con la precipitación. Se encontró una asociación inversa, aunque no significativa, de la pérdida de peso con la mayoría de los parámetros (Tabla 8).

Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson entre la pérdida de materia seca, parámetros de calidad del sustrato y la precipitación en las plantaciones de Nim

Parámetros	Correlación Pearson	Valor P
N	-0,556	0,120
P	-0,161	0,680
C/N	0,509	0,162
N/P	-0,464	0,208
Lignina	-0,490	0,180
Lignina/N	0,284	0,459
Celulosa	-0,504	0,166
Precipitación	-0,390	0,300

No se encontró correlación estadísticamente significativa para ninguno de los parámetros

La mayoría de los valores de los parámetros de calidad de la hojarasca foliar se incrementaron al finalizar el estudio (N/P, Lignina, Lignina/N y Celulosa), únicamente la relación C/N experimentó una disminución entre el inicio y el final del estudio (Tabla 9).

Tabla 9. Parámetros de calidad de la hojarasca foliar de Nim depositada en las *litter-bags*

Valores	C	N	P	C/N	N/P	Lignina (%)	Lignina/N	Celulosa (%)
	(%)							
Iniciales	27,26	0,70	0,03	38,94	23,33	10,40	14,86	23,50
Finales	29,20	1,30	0,02	22,46	65,00	23,40	18,00	46,80

Los modelos ajustados para la descomposición de la hojarasca foliar de Nim mostraron buenos ajustes (Tabla 10). La constante anual de descomposición (*k*) del modelo simple exponencial negativo fue *k*=1,58. Con base en esta constante, el tiempo necesario para que se descomponga el 50% de la hojarasca foliar ($t_{0,5}$) sería de 0,44 años (161 días) y de 2,91 años (1062 días) para una descomposición de 99% ($t_{0,99}$). Los resultados obtenidos para el modelo doble exponencial señalan una mayor velocidad de descomposición de los materiales lábiles que de los recalcitrantes (k_1>k_2).

Tabla 10. Modelos de regresión ajustados para la Materia Seca Residual (MSR) de la hojarasca foliar de Nim depositada en *litter-bags*

Modelo 1						
Modelo	$t_{0,5}$ (años)	$t_{0,99}$ (años)	*k* (1/año)	R^2 (%)	SCE	D-W
$3*e^{(-0,00433362*t)}$	0,44	2,91	1,58	84,31	0,01	0,18
Modelo 2						
Modelo	p	k_1	k_2	R^2 (%)	SCE	D-W
$0,3382*e^{(-0,02858*t)}+0,6618*e^{(-0,00205*t)}$	0,34	0,029	0,002	99,11	2,01	1,78

$t_{0,5}$: tiempo en el que la descomposición de la hojarasca es del 50%, **$t_{0,99}$:** tiempo en el que la descomposición de la hojarasca es del 99%. ***k*:** tasa de descomposición anualizada, **k_1:** constante de descomposición anualizada de la fracción lábil, **k_2:** constante de descomposición anualizada de la fracción recalcitrante, **R^2:** coeficiente de determinación, **SCE:** suma de cuadrados del error, **D-W:** estadístico Durbin-Watson

2.5. CANTIDADES RESIDUALES DE NUTRIENTES EN *LITTER-BAGS*

De acuerdo con las cantidades remanentes de cada nutriente en las *litter-bags* al finalizar el año de estudio, se encontró el patrón decreciente K>P>Mg>Ca>N (Figura 5). Para K se observó la máxima liberación (99,9%), mientras que la mínima fue para N (40,9%). En la primera parte del estudio se presentó una liberación lenta de N, luego de la cual predominó la inmovilización (Figura 5).

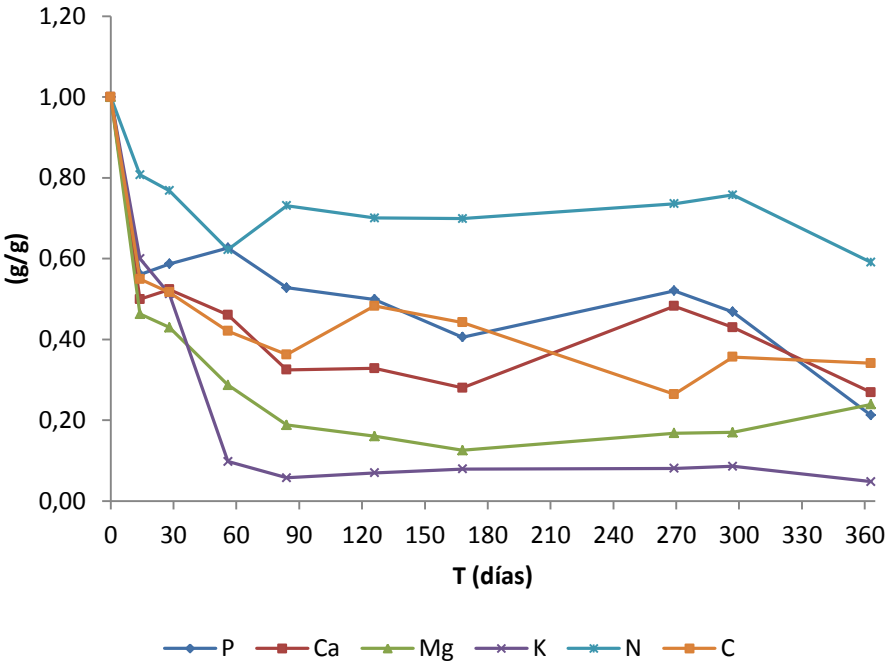

Figura 5. Evolución temporal de las cantidades residuales de nutrientes (g/g) en la hojarasca foliar de Nim depositada en *litter-bags*

2.6. EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS

La Tabla 11 muestra los valores medios de los parámetros estructurales de los rodales de Nim, y de los suelos localizados dentro y por fuera de ellos (testigos). Al comparar los parámetros químicos edáficos de las plantaciones con los de los sitios Testigo, se observó un patrón general de mejoramiento. Así, los incrementos relativos de los valores en las plantaciones, con respecto a los sitios no plantados con Nim, representaron para materia orgánica, P y K, 72%, 31% y 61%, respectivamente (Tabla 11).

Tabla 11. Valores medios para parámetros de la vegetación y del suelo en sitios localizados dentro (rodales) y fuera (testigos) de la plantación de Nim. Entre paréntesis la desviación típica

Parámetros	Rodales (n=20)	Testigos (n=14)	ICP
pH	6,38 (0,45)[a]	6,31 (0,57)[b]	1,01
MO (%)	3,44 (1,31)[a]	2,00 (0,94)[a]	1,72
EA (%)	80,07 (9,51)[a]	72,87 (10,60)[b]	1,10
DA (g cm^{-3})	1,25 (0,09)[a]	1,35 (0,11)[a]	0,93
N (%)	0,27 (0,04)[a]	0,21 (0,09)[a]	1,27
P (mg kg^{-1})	4,32 (1,30)[a]	3,30 (0,88)[a]	1,31
Ca (cmol(+) kg^{-1})	7,10 (3,58)[a]	6,17 (2,52)[b]	1,15
Mg (cmol(+) kg^{-1})	7,35 (2,95)[a]	6,66 (2,80)[b]	1,10
K (cmol(+) kg^{-1})	0,36 (0,14)[a]	0,22 (0,05)[a]	1,61
CICE (cmol(+) kg^{-1})	14,81 (6,02)[a]	13,05 (4,59)[b]	1,14
CO_2 (mg $kg^{-1}día^{-1}$)	11,7 (0,3)[a]	10,0 (1,7)[a]	1,17
NH_4 (ppm)	4,95 (4,26)[a]	4,08 (2,26)[b]	1,21
Ni (Individuos ha^{-1})	1033 (235,35)	-	-
DAP (cm)	3,55 (0,85)	-	-
Dqm (cm)	3,89 (0,92)	-	-
H (m)	3,81 (0,46)	-	-
G (m^2 ha^{-1})	1,36 (0,76)	-	-

MO: contenido de materia orgánica edáfica, **EA:** estabilidad de agregados del suelo, **DA:** densidad aparente del suelo, **N:** nitrógeno edáfico, **P:** fósforo edáfico, **Ca:** calcio edáfico, **Mg:** magnesio edáfico, **K:** potasio edáfico, **CICE:** capacidad de intercambio catiónico, **CO_2:**dióxido de carbono liberado por microorganismos, **NH_4**: amonio edáfico, **Ni:** número de individuos por hectárea, **DAP:** diámetro a la altura del pecho (1,3 m), **Dqm:** diámetro cuadrático, **H:** altura, **G:** área basal. Letras a y b indican la existencia, o no, respectivamente, de diferencias significativas (Mann-Whitney, *P*=0,05), **ICP=** Índice de Cambio por Parámetro (Valor del parámetro en las plantaciones/Valor del parámetro en los sitios testigos)

Los resultados del Análisis de Redundancia Canónica (ARC) indicaron una asociación significativa (Test de Monte Carlo) entre las variables del suelo y las de las plantaciones (variables ambientales). Dentro de estas últimas las más representativas fueron HT (F=6,99, *P*=0,002) y MT (F=2,45, *P*=0,044) (Figura

6). El primer eje canónico de la representación explicó el 60,7% de las correlaciones entre las matrices de suelo y rodal (Tabla 12) y los dos primeros ejes, 87%.

El gráfico Triplot (Figura 6) mostró con claridad una ordenación separando las parcelas no plantadas (testigos), al lado izquierdo del gráfico, de las plantadas, localizadas a su vez al lado derecho. Los vectores con mayor asociación según su ángulo de aproximación fueron N, HNM, L, H, CO_2, MO, P, HN, HT y G, siendo de ellos, los de mayor longitud, H, HN, HT y G. De estos se dejaron para el análisis los que aportaron mayor información, descartando los multicolineales. La separación mostrada confirmó el efecto de las plantaciones sobre los parámetros de suelos evaluados.

Tabla 12. Resultados del análisis de redundancia canónica (ARC) practicado sobre variables de especie (edáficas) y ambientales (rodal: biométricos y nutrición)

Ejes canónicos	1	2	3	4	Varianza total
Valores propios	0,189	0,081	0,029	0,012	1,000
Correlaciones variables suelo-rodal	0,745	0,582	0,393	0,329	
Varianza acumulada de datos del suelo (%)	18,9	26,9	29,8	30,9	
Varianza acumulada de la relación suelo-rodal (%)	60,7	86,6	95,8	99,6	
Suma de todos los valores propios					1,000

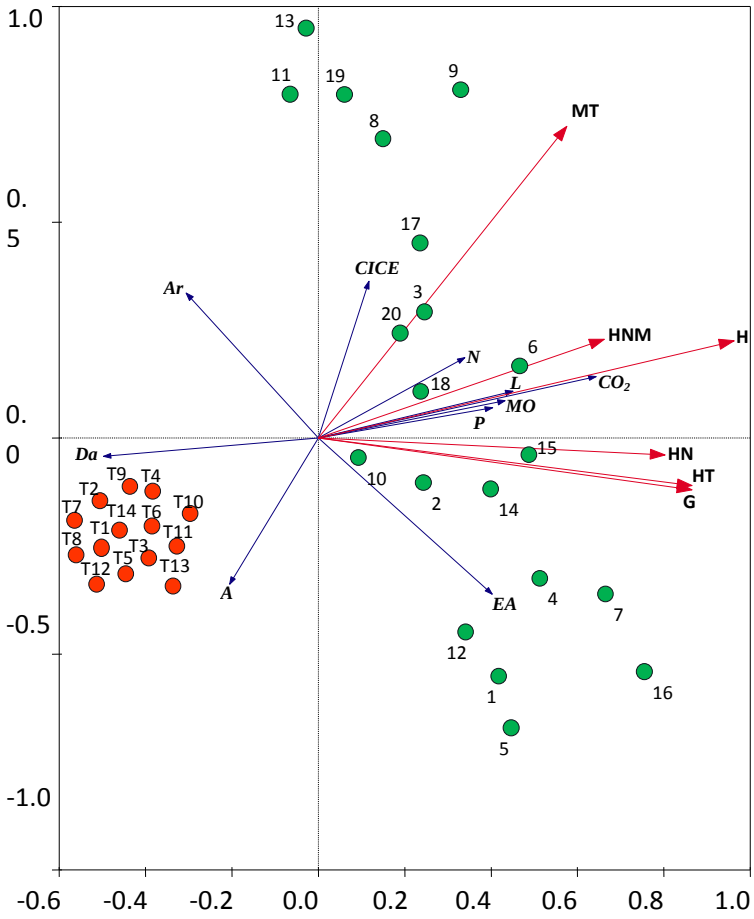

Figura 6. Triplot del análisis de redundancia canónica (ARC) para variables de especie (**CICE:** capacidad de intercambio catiónico, **Ar:** arcilla, **L:** limo, **A:** arena, **DA:** densidad aparente, **EA:** estabilidad de agregados del suelo, **MO:** materia orgánica edáfica, **CO_2:** dióxido de carbono liberado por microorganismos, **P:**fósforo edáfico, **N:** nitrógeno edáfico) y variables ambientales (**MT:** mantillo total, **HNM:** hojas de Nim en el mantillo, **H:** altura media del rodal, **HN:** hojas de Nim en la hojarasca fina desprendida del dosel, **G:** área basal del rodal, **HT:** hojarasca fina total desprendida del dosel). Los sitios de muestreo denotados para las parcelas plantadas con Nim con números arábigos (1-20) y para los sitios testigo como T1 a T14.

3. DISCUSIÓN

3.1. PRODUCCIÓN Y ACUMULACIÓN DE HOJARASCA

Los aportes de hojarasca fina en las plantaciones de Nim aquí estudiadas (Tabla 1) fueron inferiores a los reportados para plantaciones forestales de tierras bajas tropicales (*ca.* 5 – 10 Mg $ha^{-1}a^{-1}$: Parrotta 1999, Goma-Tchimbakala & Bernhard-Reversat 2006, Barlow *et al.*2007) y a los de bosques secos tropicales en su límite inferior de producción (3-10 Mg $ha^{-1}a^{-1}$, Kunkel-Westphal & Kunkel 1979, Brasell *et al.* 1980, Rai & Proctor 1986, Murphy & Lugo 1987, Heaney & Proctor 1989). Asimismo fueron muy inferiores a los reportados por Singh *et al*. (1999) para plantaciones de Nim establecidas sobre suelos degradados por minería en la India (2990 kg ha^{-1} a^{-1} ± 240 para hojarasca foliar y 3620 kg ha^{-1} a^{-1} ± 390 para hojarasca total). Éstas contaban con cinco años de edad, tal como las del presente trabajo, pero con una densidad de individuos que duplicaba la de la plantación aquí evaluada (2298 individuos ha^{-1}). Adicionalmente el desarrollo estructural de los rodales de la India fue notoriamente superior (DAP=30,5 cm y H=5,8 m) (Tabla 11), resultado de las prácticas de manejo silvícola y condiciones de sitio, redundando en una mayor productividad forestal expresada en términos de producción de hojarasca fina (Singh *et al*. 1999).

Los aportes de hojarasca foliar de Noro HNo (*Byrsonima crassifolia*) son representativos, debido a que se trata de una especie nativa con una alta capacidad de adaptación, cuya presencia no fue controlada, asociada a la ausencia de prácticas de manejo silvícola de las plantaciones de Nim. La fracción con menor participación fue OR (2%), lo cual coincide con lo reportado en cuanto a composición de la hojarasca fina para otras plantaciones y bosques tropicales, en Puerto Rico, Malasia, Colombia, India e Indonesia (Proctor 1983, Weaver *et al*. 1986, Lim 1988, Proctor *et al*. 1989, Veneklaas 1991, Swamy & Proctor 1997, Saharjo & Watanabe 2000).

La relación existente entre las tasas de producción de hojarasca (fina y foliar) y la precipitación, reportada por algunos estudios (Bray & Gorham 1964, Brown & Lugo 1982), no fue aquí encontrada, coincidiendo con lo reportado al respecto por Spain (1984). Esta asociación entre precipitación y producción de hojarasca únicamente se encontró para las fracciones HOe y MR (Tabla 2). No obstante, se encontraron incrementos en la producción de HN después de un período prolongado de lluvias (Figura 1), coincidiendo con lo encontrado por Singh *et al.* (1999) en suelos degradados por

minería en la India, en los que para Nim y para *Dalbergia sissoo* se registraron los mayores aportes de hojarasca en un año, justamente después de la temporada de lluvias.

La cantidad de mantillo (*ca.* 450 kg ha^{-1}) en las plantaciones estudiadas fue muy baja (Tabla 3), reflejando en parte los bajos aportes de hojarasca. Los valores anuales de producción de hojarasca foliar de Nim (HN) y de otras especies (HOe) fueron similares (Tabla 3), sin embargo, la acumulación de HN en el mantillo fue muy inferior a la de HOe, lo cual evidenció una mayor tasa de descomposición de las hojas de Nim (0,72), atribuible a un alto contenido de compuestos lábiles (Castellanos & León 2011). De hecho, del total del retorno de materia orgánica por descomposición (RD= 308,15 kg ha^{-1} a^{-1}), la fracción HN representó cerca del 40%. De los restos orgánicos que componen el mantillo, la fracción que mostró una menor tasa de descomposición y con ella un mayor Tiempo Medio de Residencia (TMR) fue el material leñoso (ML), resultado de la mayor resistencia de sus tejidos a la degradación (Meentemeyer 1978).

3.2. RETORNO DE NUTRIENTES

Las concentraciones medias de nutrientes en la hojarasca foliar de Nim siguieron la secuencia decreciente Ca>N>Mg>K>P (Tabla 4). Los valores de Ca fueron superiores a los reportados por Singh *et al.* (2004) para bosques secos en tierras bajas tropicales (1,7 kg ha^{-1} a^{-1}). Estas altas concentraciones de Ca, así como las de Mg (*ca.* 0,5%), coinciden a su vez con la alta disponibilidad de ambos nutrientes en el complejo de cambio del suelo (Tabla 11), que favorecen su captura y asimilación por la especie (Nim). Por el contrario, las concentraciones de K en la hojarasca foliar de Nim (*ca.* 0,3%) se ubicaron en el extremo inferior del intervalo pantropical (0,27 ± 0,11) sugerido por Duivenvoorden & Lips (1995), con lo cual la escasez de dicho elemento podría estar afectando la productividad primaria en estas plantaciones. Esta situación podría estar reflejando las características edáficas, condicionadas por la alta participación del Mg registrada para las plantaciones estudiadas (Tabla 11), que siendo superior en proporción a la del Ca, genera una relación Ca/Mg inferior a la unidad (0,96), promoviendo de este modo una mayor absorción de Mg (Marín 1986), limitando en consecuencia las concentraciones de K.

Esta escasez de K podría reflejar su antagonismo con el Mg, según el cual la absorción de iones K^+ se ve suprimida por la abundancia de cationes Mg^{2+} (Baule & Fricker 1970, Binkley 1993), ya que el K intercambiable en el suelo es adecuado.

Las concentraciones de N en la necromasa foliar (*ca.* 1,3%) estuvieron cercanas a las reportadas por Singh *et al.* 1999 (1,0%) y por Jha & Mohapatra 2010 (*ca.* 1,2%) en plantaciones de Nim. P es el nutriente que presenta un déficit más marcado. La relación N/P en la hojarasca foliar alcanzó un valor muy alto (N/P=43), superando casi cuatro veces el sugerido como crítico (11,9: Aerts 1997). Singh *et al.* (1999) y Jha & Mohapatra (2010) reportaron también valores superiores al nivel crítico mencionado por Aerts (1997), con relaciones N/P de 20 y 15, respectivamente. La mayor variabilidad temporal en la concentración de nutrientes la mostró el K, como resultado de su carácter eminentemente móvil (Hagen-Thorn *et al*. 2006), mientras que la menor variabilidad se observó para el Mg (Tabla 4).

El retorno potencial de nutrientes a través de la hojarasca foliar siguió también el modelo: Ca>N>Mg>K>P. Los retornos anuales de N y P vía hojarasca foliar (2,43 y 0,06 kg ha^{-1} a^{-1}, Tabla 4), fueron muy inferiores a los reportados para plantaciones de Nim en la India (29,9 - 66,4 kg ha^{-1} a^{-1} y 1,7 - 4,3 kg ha^{-1} a^{-1}) por Singh *et al.* 1999 y Jha & Mohapatra 2010, pero estas diferencias no son atribuibles a bajas concentraciones de nutrientes en la hojarasca foliar de las plantaciones aquí evaluadas, ya que dichos valores (Tabla 4) fueron similares a los de la India (N=1,00% y 1,23%, P= 0,05% y 0,08%). Estas diferencias se deben a elevados aportes de hojarasca, los cuales fluctúan entre 2990 kg $ha^{-1}a^{-1}$ y 5400 kg $ha^{-1}a^{-1}$, consecuencia de factores como mayor densidad de individuos, mayor biomasa, y mayor edad.

La variabilidad temporal observada en el retorno mensual de nutrientes (Tabla 4) estuvo determinada fundamentalmente por las variaciones en la producción de hojarasca foliar a lo largo del estudio, principalmente en los últimos meses, durante los cuales ocurrieron incrementos significativos de ésta. La mayor variabilidad ocurrió para N (114,4%, Tabla 4).

La mayor cantidad de carbono (C) almacenada en el mantillo se encontró en los restos foliares (HN y HNo), representando un 56,4% del total de C acumulado (Tabla 5), siendo HOe la fracción que retuvo mayor cantidad del elemento (44,86 kg ha^{-1}), frente a 17,99 kg ha^{-1} en la fracción HN. Esta superioridad de la fracción HOe en el almacenamiento de C, fue resultado de las mayores cantidades

de materia seca que de ella se contabilizaron en el mantillo (Tabla 3), como resultado de su menor descomposición. En consecuencia, esta fracción acumuló mayor cantidad de nutrientes con una máxima participación de Ca y una mínima de P (3,92 kg ha^{-1} y 0,07 kg ha^{-1}, Tabla 5).

Aunque las diferencias entre las tasas anuales de liberación k_j para los nutrientes estudiados no fueron muy altas (0,57-0,89: Tabla 6), las Tasas de Retorno Potencial (TRP) sí lo fueron, y consecuentemente con ellas los valores de las Tasas de Retorno Real (TRR). Así, el mayor retorno real anual vía hojarasca foliar de Nim fue el del Ca (*ca.* 3,5 kg ha^{-1} a^{-1}) y el menor el de P (0,04 kg ha^{-1} a^{-1}), poniendo nuevamente de manifiesto el carácter limitante de este último para la productividad.

Los valores del Índice de Eficacia del Retorno, IER (Tabla 6), sugieren una menor liberación efectiva anual de N, quizás como resultado de la disponibilidad del elemento en el suelo, favoreciendo la actividad de los microorganismos y no conducen por tanto a su inmovilización. Para ninguno de los nutrientes evaluados se obtuvo valores IER inferiores a 1, con lo cual no se puede señalar la ocurrencia de inmovilización de nutrientes en el mantillo.

3.3. CONCENTRACIÓN, REABSORCIÓN Y EFICIENCIA EN EL USO DE NUTRIENTES

Al igual que en la hojarasca foliar (Tabla 4), en las hojas maduras las mayores concentraciones de nutrientes se presentaron para N y Ca, 2,07% y 1,95%, respectivamente (Tabla 7). Las concentraciones foliares de ambos nutrientes son el reflejo de su adecuada disponibilidad en el suelo (Tabla 11). La menor eficiencia en el uso de nutrientes (IEV) se obtuvo para Ca, resultado de una mayor concentración en la hojarasca foliar y una baja reabsorción, que es evidente, dado que las concentraciones medias de nutrientes en las hojas maduras fueron muy similares a las de la hojarasca foliar (2,16%, Tabla 4), indicando que previamente al desprendimiento de las hojas no ocurrió una reabsorción alta del nutriente. Para N su adecuada disponibilidad edáfica quedó reflejada en la eficiencia en su uso (IEV= *ca.* 82, Tabla 7), la cual fue superior a la reportada para la misma especie por otros estudios realizados en zonas semiáridas (IEV= *ca.* 40-44: Deans *et al.* 2003, Agyarko *et al.* 2006).

La menor movilidad del Mg condujo a su vez a un mínimo flujo de reabsorción (Fr= *ca.* 32 g $ha^{-1}a^{-1}$, Tabla 7). De hecho, el valor de la relación N:Mg (4,14) de las hojas maduras inferior a 17,5, permitió

establecer que no existen deficiencias críticas de Mg con respecto a N a nivel foliar (Zas & Serrada, 2003). Niveles altos de Mg en hojas maduras de Nim fueron reportados por Drechsel *et al.*, 1991, superando hasta en un 54% las concentraciones de Mg en plantaciones de *Acacia auriculiformis* y *Albizia lebbek*.

Las concentraciones de P en las hojas maduras (0,05, Tabla 7) fueron inferiores a las reportadas por otros estudios en Nim (0,12 - 0,50%: Deans *et al.* 2003, Agyarco *et al.*, 2006, Radwanski & Wickens 1981, Uyovbisere & Elemo, 2002), al igual que la relación P:N (0,02), reflejo de la extrema escasez de P en el suelo que coincide con lo reportado por Medina *et al.*, 1990. La relación N:P (41,4) fue muy superior al valor 16, a partir del cual se establece una deficiencia crítica de P con respecto a N en la hojarasca foliar. Derivando en una alta reabsorción del P (R=35%, Tabla 7) y un uso eficiente por la planta (IEV=3175,5; Tabla 7), lo cual presupone una economía estrecha en el uso del nutriente dada su baja disponibilidad (León *et al.* 2009).

La reabsorción foliar de P fue inferior a la reportada para Bosques Secos en Puerto Rico (65%) por Murphy & Lugo, 1986, coincidiendo con los valores señalados por Cavelier (1996) para bosques tropicales de tierras bajas (29-50%), donde usualmente se presentan limitaciones de P para la nutrición vegetal. Asimismo, la eficiencia en el uso de P fue muy similar a la obtenida en bosques secos de Borneo (IEV=3382-3686: Moran *et al.* 2000). La fuerte limitación impuesta por el P quedó reflejada al comparar la eficiencia de uso, con los reportes de concentraciones de la hojarasca foliar para Nim en Ghana (IEV=*ca.*714: Agyarko *et al.* 2006), en zonas semiáridas de Senegal (IEV=*ca.* 833: Deans *et al.* 2003), y en suelos degradados por minería en la India (IEV=*ca.* 2000: Singh *et al.* 1999), en donde los valores IEV fueron inferiores.

Aunque en menor medida que el P, el K representó limitaciones para las plantaciones de Nim, debido al desbalance edáfico Ca-Mg que incide a su vez en la disponibilidad del K (Marín 1999). El valor del parámetro K:Ca de las hojas maduras (*ca.* 0,4) fue inferior al umbral crítico en la nutrición de K (K:Ca=0,5: Ballard & Carter 1986). Asimismo, a partir del parámetro K:N en las hojas maduras (0,4), se establecen deficiencias en la nutrición de K con respecto a N, dados los valores inferiores a 0,65. Como consecuencia de la limitación por K, se produjo su máxima reabsorción (R=60%, Tabla 7), y su ubicación en un segundo lugar en eficiencia en su uso (IEV= *ca.* 420) y en las cantidades anuales reabsorbidas (Fr= *ca.* 930 g ha^{-1}). La alta eficiencia en el uso de K refleja la limitación por el nutriente,

la cual fue superior a la reportada para un grupo de ocho especies plantadas en zonas semiáridas de Senegal (IEV=73-217: Deans *et al.* 2003), dentro de las cuales se incluyó Nim, registrando la eficiencia en el uso de K más alta, con un IEV=217, valor cercano a la mitad del índice obtenido para el presente estudio.

3.4. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA SECA RESIDUAL EN *LITTER-BAGS*

La mayor pérdida de peso del material en las *litter-bags*, se presentó hacia el día 56, con una descomposición cercana al 35,2% (Figura 4). Posteriormente la descomposición fue más lenta, asociada a la desaparición de sustancias fácilmente degradables y la dominancia de materiales recalcitrantes de más difícil descomposición (Castellanos & León 2011) como la lignina, sobre la cual se observó un incremento al final del estudio (Tabla 9). Altas pérdidas de peso en las primeras etapas del proceso de descomposición, han sido reportadas por numerosos estudios (Arellano *et al.* 2004, Goma-Tchimbakala & Bernhard-Reversat 2006, Castellanos & León 2011).

Diversos factores han sido reportados como determinantes en el proceso de descomposición. La precipitación es uno de ellos (Tripathi & Singh 1992), sin embargo su efecto no fue evidenciado sobre el material foliar evaluado en este estudio (Tabla 8). De igual modo se ha considerado la calidad del sustrato como factor limitante del proceso de descomposición (Fioretto *et al.* 2005, Hernández & Murcia 1992, Swift *et al.* 1979, Aerts & Chapin 2000), y aunque los parámetros de calidad de hojarasca foliar depositada en las *litter-bags* no se correlacionaron significativamente con las pérdidas de peso, se observaron valores negativos r Pearson para varios de ellos (Tabla 8). Para el caso de la lignina, se encontraron incrementos en la concentración al finalizar el año de estudio (Tabla 9), lo cual señala el aumento de formas recalcitrantes, afectando la pérdida de peso del material remanente en las bolsas (Figura 4). Aunque el contenido de lignina fue bajo en comparación con los reportados para otras plantaciones forestales de tierras bajas subtropicales y tropicales (Bernhard-Reversat & Schwartz 1997, Kadir *et al.* 2001, Castellanos & León 2011), esta pareciera ejercer un control sobre la pérdida de peso (Bernhard-Reversat 1993). El carácter recalcitrante de la lignina dificulta la degradabilidad de la materia orgánica y suele reflejarse en menores tasas de descomposición Meentemeyer 1978, Arunachalam & Singh 2002, Fioretto *et al.*, 2005, Prause & Fernández 2007).

Por otra parte, se han reportado como buenos predictores de las pérdidas de peso, las relaciones C/N, C/P y N/P (Xuluc-Tolosa *et al*. 2003, Ngoran *et al*. 2006, Martínez-Yerízar *et al*. 2007, Prause & Fernández 2007, Castellanos & León 2011). El parámetro N/P ejerció un control sobre la descomposición, observándose una asociación de las mayores tasas de pérdida de peso del material foliar con menores valores de la relación N/P (Tabla 8). Esto es el resultado de la escasez de P en el suelo y en la hojarasca analizada, que condicionan la actividad de los microorganismos descomponedores, y por ende, disminuyen la velocidad de descomposición. Aerts (1997) propuso el valor 11,9 como crítico en la hojarasca foliar para la relación N/P. En los bosques tropicales, este índice representa algún grado de escasez de P para los organismos descomponedores, ya que en las células de hongos y bacterias tal relación se encuentra alrededor de 10-15. El valor N/P inicial en este estudio (23,33: Tabla 9) evidencia las limitaciones de P, debido a la posible inmovilización biológica del nutriente.

Las diferencias en las tasas de descomposición de la hojarasca afectan la velocidad con que los nutrientes vuelven a estar disponibles para la vegetación (Castellanos & León 2011). De la velocidad y de la eficiencia con que la planta vuelva a capturarlos, dependerá que estos puedan perderse por lavado o lixiviación, o que sean temporalmente fijados en otros componentes del ecosistema como la biota del suelo (Schlesinger 2000, Ribeiro *et al.* 2002). La tasa de descomposición obtenida a través del modelo simple exponencial (Tabla 10), se localizó dentro del intervalo reportado para bosques y plantaciones de tierras bajas tropicales (k=0,1-4,8: Sundarapandian & Swamy 1999, Singh *et al.* 1999, Kurzatkowski *et al*. 2004). Esto tiene repercusiones desde la perspectiva de recuperación de áreas degradadas, ya que el valor de la descomposición supone el aporte de importantes cantidades de compuestos orgánicos y nutrientes liberados desde la hojarasca, que contribuyen al restablecimiento de las propiedades físicas y químicas de los suelos y su actividad biológica (Parrotta & Chaturvedi 1994), según se observa en la Tabla 11. Singh *et al.* (1999) encontraron para plantaciones de Nim sobre suelos degradados por minería, una tasa de descomposición (k=1,31) y una MSR (27%) semejante a la reportada por este estudio.

La vida media o tiempo necesario para alcanzar una descomposición del 50% ($t_{0,5}$=0,44 años) y el tiempo calculado para llegar a una desaparición del 99% de la hojarasca ($t_{0,99}$=2,9 años) (Tabla 10), fueron similares a los valores reportados para *A. indica* y *Dalbergia sissoo,* con $t_{0,5}$=0,55 y 0,60 años

respectivamente y $t_{0,99}$=3,5 y 3,9, también en el mismo orden (Singh *et al.* 1999). Esta última tasa, calculada a partir de *k*=0,0036 d^{-1}.

A partir de la constante de descomposición anual obtenida (*k*=1,58), y considerando como cantidad de material foliar inicial (X_0) en el modelo de Olson (1963), la producción de hojas de Nim (HN=184,84 kg ha^{-1} a^{-1}), se obtuvieron unos retornos de materia orgánica y de C al suelo de 146,8 y 36,5 kg ha^{-1} a^{-1}, respectivamente. Cuando se comparan estos retornos con los obtenidos a partir del mantillo (Tablas 3 y 6), se encuentra una alta similaridad entre ambos (*ca.* 132,5 y 33,0 kg ha^{-1} a^{-1}), siendo estos últimos retornos un poco inferiores, dado que las condiciones restrictivas de las *litter-bags* limitan el proceso de descomposición (Berg *et al.* 1990, Martín *et al*. 1996).

3.5. CANTIDADES RESIDUALES DE NUTRIENTES EN *LITTER-BAGS*

Las concentraciones de nutrientes en el material evaluado para descomposición tendieron a incrementarse (Tabla 9), coincidiendo con lo reportado por Singh *et al.* 2004. Esta situación puede resultar de las deposiciones atmosféricas (posteriormente lavadas del dosel y que alcanzan la superficie del suelo en las plantaciones), el lavado foliar, la invasión del material por micelios de hongos y la presencia de abundantes microorganismos en el mantillo.

El patrón general de liberación de nutrientes estuvo dominado por el K, siendo mínima la liberación de N (Figura 4). La liberación del K fue muy rápida, expulsando al término del estudio casi la totalidad del nutriente (99,9%). Este patrón ha sido reportado por Tukey (1970), Parker (1983) y Staaf (1980), dado el carácter móvil del K, como resultado de encontrarse en forma libre, por lo cual es fácilmente lavado y/o removido. Villela & Proctor (2002) en bosques tropicales de Pará (Brasil), encontraron pérdidas de K del 70% en hojas de *Ecclinusa guianensis.* Tendencias similares fueron reportadas para *Acacia mangium* (Ngoran *et al*. 2006), con pérdidas superiores al 80% al final de su experimento.

Se encontró un patrón de liberación neta para los nutrientes restantes (Figura 5), con excepción del N, que experimentó una fase inicial de liberación, para luego dominar la inmovilización, siendo el N-residual cercano al 60%, después de un año. Este comportamiento ha sido también reportado para *Brachystegia spiciformis* y *Julbernardia globiflora*, las cuales presentaron una inmovilización del N a partir del segundo mes del montaje de las *litter-bags* (Mtambanengwe & Kirchmann, 1995),

producido por el aumento de la biomasa microbiana de organismos colonizadores (Cochran 1990, Schlesinger 1991) así como por la invasión del material por el micelio de los hongos (Melillo *et al.* 1982, Castellanos & León 2011), o por deposición atmosférica de N_2 (Wood 1974). Estos factores pueden incrementar la concentración foliar de N, con lo cual, a pesar de seguirse registrando pérdidas de la materia seca en las *litter-bags* hacia el final del estudio, las cantidades remanentes calculadas para el nutriente resultan incrementadas o disminuyen poco (inmovilización). La baja mineralización del N podría explicarse también a partir de los parámetros de calidad del sustrato depositado en las *litter-bags*. De acuerdo con Torreta & Takeda (1999) y Ngoran *et al*. (2006), la mineralización del N y la descomposición de la materia orgánica son rápidas cuando la relación C/N es inferior a 25-40 y el contenido de N supera el intervalo 1,0-2,5%. En este estudio la concentración de N no supera el intervalo sugerido y la relación C/N se encuentra en el límite superior del valor propuesto (Tabla 9), lo que explica el comportamiento del nutriente durante el proceso de descomposición evaluado.

Las cantidades residuales de P tendieron a disminuir a lo largo del tiempo, patrón coincidente con el reportado por autores como Ngoran *et al.* (2006), aunque en algunos momentos tuvo tendencias a la inmovilización (Figura 5). Al finalizar del estudio la cantidad de P remanente fue cercana al 21%. Dadas las bajas concentraciones del P foliar, que además fueron muy similares al comienzo y al final de la evaluación, se identifica que la liberación efectiva encontrada, fue el resultado de las pérdidas de peso experimentadas por la hojarasca en las *litter-bags*, más que por efecto de variaciones en la concentración en el transcurso del estudio.

El patrón de liberación del Ca fue muy similar al del Mg (Figura 5), siendo las cantidades liberadas de ambos casi iguales (*ca.* 75%) al finalizar el estudio. La liberación efectiva de ambos elementos se produce como resultado de la baja acidez del suelo y su adecuada disponibilidad en el complejo de cambio (Tabla 11), facilitando la actividad de los microorganismos. Esto no ocurre en suelos ácidos, donde son inmovilizados biológicamente (Duchafour 1984, Martín *et al.* 1996).

3.6. EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS

Los resultados del presente estudio mostraron, a pesar de la corta edad de las plantaciones de Nim, la incidencia positiva de éstas sobre las propiedades de los suelos. Así, los valores medios de DA, MO, CO_2, N, P, y K mostraron incrementos significativos con respecto a los sitios testigo, según indican los índices de cambio para cada parámetro (ICP, Tabla 11). Estos efectos se identificaron también en el ARC (Tabla12), evidenciados en el arreglo espacial de los vectores de tales parámetros, así como en las magnitudes de los mismos y la disposición de las parcelas experimentales (Representación Triplot, Figura 6). En concordancia con esto, se ha reconocido el importante papel que desempeñan las plantaciones de especies apropiadas (nativas o exóticas como el Nim), en ecosistemas tropicales, dada su comprobada adaptabilidad y consecuente capacidad para revertir procesos de degradación (Parrotta 1992).

La disposición espacial de las parcelas testigo, en contraposición a las de las parcelas plantadas con Nim (Figura 6), indicaron para la mayoría de parámetros y unidades experimentales, la superioridad y por tanto mejoramiento, de las plantaciones sobre el suelo. Este fue el caso de la densidad aparente (DA), parámetro que disminuyó en las plantaciones (Tabla 11) conforme las raíces finas contribuyen en la descompactación del suelo, ya que tras su muerte y posterior descomposición incrementan el espacio poroso de éste, tal efecto ha sido reportado por Yüksek & Yüksek (2011), Montagnini & Sancho (1990) para suelos degradados con plantaciones de otras especies (*Robinia pseudoacacia* L., *R. pseudoacacia* L. y *Pinus pinea* L.). Los aportes de materia orgánica vía hojarasca desprendida del dosel, derivan en el incremento de la materia orgánica edáfica (MO), situación que contribuye a la disminución de la DA. La relación entre DA y MO se refleja en la representación Triplot (Figura 6), donde las direcciones de los vectores correspondientes a ambos parámetros fueron contrarias. De hecho, como regla, al ser proyectadas ortogonalmente sobre el vector DA las posiciones de las parcelas testigo, se obtienen los mayores valores del parámetro, y los menores para las parcelas de plantación; la situación inversa se produce con el parámetro MO.

Se pudo establecer asimismo una estrecha relación entre los contenidos de materia orgánica del suelo (MO) y los parámetros producción de hojarasca foliar de Nim (HN) y acumulación de hojarasca foliar de Nim como mantillo (HNM), lo cual coincide con lo reportado en la literatura para plantaciones de *Albizia lebbek* por Lowry *et al.* (1988). La hojarasca fina está dominada en su

composición por la fracción foliar (Meentemeyer *et al*. 1982), la cual representa una de las principales rutas de retorno de nutrientes en los ecosistemas terrestres, gracias a la actividad de los organismos que participan en el proceso de descomposición y mineralización de la hojarasca. De estos procesos se derivan los aportes de biolementos esenciales para la nutrición vegetal, como N y P que son liberados desde estos restos orgánicos (Guariguata & Kattan 2002). De hecho, los vectores de estos nutrientes en la representación Triplot (Figura 6) son cercanos a los vectores de HN y HNM, lo cual denota una fuerte asociación.

Se considera que los aportes de hojarasca foliar (HN, HNM) fueron los responsables del incremento en el contenido de N y P en el suelo. El incremento de N en las plantaciones con respecto a los sitios testigo fue notorio, del orden de 27% (Tabla 11). Incrementos de N en suelos degradados a partir de plantaciones de Nim, han sido reportados en otros sitios con características similares a las de este estudio. Así, en Togo se encontraron incrementos superiores a 21% en los contenidos de N en plantaciones de Nim, con relación a sitios que solo tenían arbustos regenerados naturalmente, y hasta de 140% con respecto a pastizales abandonados (Drechsel *et al*. 1991). En Nigeria (Radwanski 1969), las plantaciones mostraron contenidos edáficos de N hasta 2,6 veces superiores a los de sitios no plantados con Nim. Por otra parte, en Turquía, con plantaciones de *Robinia pseudoacacia* L., se encontraron incrementos de N hasta de ocho órdenes de magnitud con respecto a los sitios no plantados, mientras que con plantaciones mixtas tales incrementos fueron cerca de seis veces (Yüksek & Yüksek 2011). En África Oriental y África del Centro-Sur (Dunham 1991), las plantaciones de *Acacia albida* produjeron incrementos en los contenidos de N edáfico superiores incluso al 50% con respecto a sitios testigo, los cuales fueron principalmente atribuidos a la fijación de N_2 atmosférico por esta especie leguminosa.

Aunque los incrementos de P las plantaciones con respecto a los sitios testigo (31%, Tabla 11) fueron significativos (P<0.05), los contenidos edáficos fueron en ambos casos excesivamente bajos (plantaciones P=4,3 mg kg^{-1}, testigos P=3,3 mg kg^{-1}, Tabla 11), constituyendo un factor restrictivo para el desarrollo de la plantación. Esto quedó reflejado en las bajas concentraciones de P encontradas en las hojas verdes de Nim (P=0,05%, Tabla 7) y en la alta eficiencia en el uso del nutriente (IEV=3175,5, Tabla 7). Incrementos en P también fueron reportados por Drechsel (1991), para plantaciones de Nim en Togo, los cuales fueron hasta de 32%, mayores respecto a sitios no plantados. Por el contrario, en suelos degradados de Nigeria se encontró una disminución en los contenidos edáficos de P (35%

menos con respecto a los testigos), probablemente como resultado del almacenamiento del elemento en la biomasa aérea y radical de los árboles (Radwanski 1969).

Del conjunto de bases estudiadas, fue para K que se registraron los mayores incrementos (61%, Tabla 11) entre los sitios plantados y los sitios testigo. Las concentraciones edáficas de este elemento en las plantaciones fueron altas (0,36 cmol(+) kg^{-1}), y superando ampliamente los reportes en estudios realizados en plantaciones de Nim en zonas secas (0,23 cmol(+) kg^{-1}) por Radwanski (1969). No obstante, existe una disponibilidad limitada de K, derivada de una alta reabsorción foliar (R=60%, Tabla 7) y una alta eficiencia en el uso del nutriente (IEV=420,8Tabla 7). Esto puede ser el resultado de un desbalance en la relación Mg/K del suelo, cuyo valor en las plantaciones de Nim (20,4) fue muy superior al reportado como balanceado por varios autores para otros cultivos (Mg/K= 3,3: Stover & Simmonds 1987, Mg/K=3,6, Turner *et al.* 1988). La relación antagónica entre estos dos nutrientes hace que la alta disponibilidad del Mg afecte negativamente la del K (Lahav & Turner, 1992). De hecho, como se mencionó previamente al hacer referencia a la eficiencia en el uso de nutrientes, la disponibilidad de Mg en el complejo de cambio fue alta (7,4 cmol(+) kg^{-1}), superando ampliamente el límite inferior sugerido para clasificar una alta disponibilidad del nutriente para la vegetación (Mg>1 cmol(+) kg^{-1}, Guerrero 1988). Este alto contenido edáfico de Mg puede derivarse del material parental que caracteriza la zona (Anfibolita) como ocurre en la unidad geológica en que se desarrolló este estudio (AN/EVm(Pz-KT): Maya 2001, González 2001).

Estos antagonismos entre iones fijados al complejo coloidal, no suelen presentarse cuando entre ellos se guardan proporciones adecuadas. La disponibilidad del K disminuyó debido a la alta disponibilidad de Mg en el complejo de cambio (49,6%), valor muy superior al indicado como adecuado (8-15%) por Navarro (2003). La participación de Ca (47,9%) fue inferior a la reportada como óptima (70-75%: Ibid.) y la de K (2,4%) se correspondió con el nivel óptimo (2,0-2,5%: Ibid.). Estas proporciones no cambiaron significativamente con respecto a las que existían previamente en los sitios testigo (Tabla 11). La limitación por K puede también estar influenciada por la relación Ca/Mg, que en las plantaciones de Nim fue muy baja (0,96), lo cual supone una absorción anormalmente alta de Mg y en consecuencia una alteración en las concentraciones requeridas de K, dado que normalmente se espera que un suelo tenga más Ca que Mg en el complejo de cambio, siendo la relación Ca/Mg superior a la unidad (Marín, 1986). En este estudio las limitaciones por K quedaron reflejadas para las plantaciones en los elevados valores de reabsorción foliar (R=60%, Tabla 7) y de eficiencia en el uso

del nutriente (IEV= *ca.* 420,8 Tabla 7). En su conjunto, los cationes del complejo de cambio (CICE) mostraron incrementos entre los sitios plantados con Nim y los sitios testigo (Tabla 11), al igual que en plantaciones de Nim estudiadas en Togo (Drechsel *et al*. 1991), sin embargo en la plantación estudiada no se registraron diferencias significativas con respecto a los sitios testigo.

Los aportes de hojarasca, incrementos de materia orgánica y nutrientes edáficos, favorecieron la actividad de los microorganismos del suelo (Tabla 11), observando una estrecha asociación entre los parámetros CO_2 y MO (Figura 6).

Con respecto al comportamiento de la materia orgánica edáfica (MO) se encontraron patrones de mejoramiento (incremento) con relación a los sitios testigo, mostrando diferencias significativas (P>0.05, Tabla 11). Los resultados de este estudio coincide con lo reportado por Drechsel *et al.* (1991) para rodales plantados con *Acacia auriculiformis*, *Cassiasiamea* y *Albizia lebbek,* en los que se encontraron incrementos entre 54 y 64% con respecto a los sitios con pasto. De igual forma, se encontró un patrón de aumento en la Estabilidad de Agregados (EA) para las plantaciones de Nim (Tabla 11). Así, a partir de la proyección de la mayoría de las posiciones de las parcelas plantadas sobre el vector EA (Figura 6), los valores obtenidos fueron superiores a los correspondientes en las parcelas testigo. Tanto para MO como para EA, estos incrementos están asociados al grado de desarrollo de las plantaciones, de conformidad con la asociación encontrada entre estas variables y el área basal (G). De acuerdo con Montagnini & Sancho (1990) es producto de una mejor estructuración de los agregados edáficos por las raíces finas que ocupan el suelo superficial y la actividad microbiana, asociados a aportes de materia orgánica, como resultado de la descomposición de la necromasa de la plantación (HN, HNM).

Reportes de Pal & Sharma (2001) y León *et al.* (2010) han señalado que bajo cobertura de plantaciones forestales, la acidez puede aumentar como consecuencia del mencionado proceso de descomposición, por la liberación de ácidos orgánicos, así como por la producción de compuestos de naturaleza ácida por las raíces. En el caso particular de Nim han sido registrados aumentos significativos en el pH de suelos plantados con esta especie en África (Parrotta & Chaturvedi 1994), sin embargo para nuestro estudio no se observó este efecto, asociado probablemente al muestreo superficial de suelo, en el que no se encontraron muchas raíces.

4. CONCLUSIONES

A pesar de las condiciones limitantes impuestas por el medio físico (*v.g.* déficit hídrico, degradación edáfica por sobrepastoreo) y la ausencia de prácticas de manejo silvícola, estas plantaciones juveniles de Nim mostraron buena capacidad de adaptación y desarrollo, que condujo al mejoramiento de diferentes propiedades del suelo. Esto resultó de la reactivación de procesos del ciclo biogeoquímico, asociados a la producción y descomposición de la hojarasca fina, y liberación de nutrientes desde ella. Aunque los aportes de materia orgánica y nutrientes no fueron muy elevados, las tasas de descomposición de la hojarasca fueron relativamente altas, y se encontraron patrones netos de liberación para la mayoría de nutrientes. Bajo las actuales condiciones de degradación de los sitios, estos aportes continuos de hojarasca fina son muy valiosos para la recuperación de la actividad biológica del suelo y del funcionamiento de éste como sistema, con lo cual se revela el potencial de las plantaciones de Nim en actividades de recuperación de sitios degradados secos, mejorando algunas propiedades edáficas en lapsos de tiempo relativamente cortos.

En este primer momento de intervención, el Nim estaría cumpliendo, aunque en un modelo simplificado por ser un monocultivo, las funciones desarrolladas por las especies pioneras, de alta rusticidad y tolerancia a las condiciones de libre exposición. Posteriormente, la especie podría ser aprovechada, con fines o no comerciales, de acuerdo a la amplia gama de usos que se le reconocen, convirtiéndose en una posible herramienta de uso sostenible, beneficiando no solo ecosistemas degradados, sino también aportando beneficios económicos y sociales. La utilización de plantas no autóctonas para un proyecto específico de restauración (cultivos de cobertura, cultivos nodriza o fijadores de nitrógeno) es aceptada por la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER International), dado que se reconoce que estas especies cumplen con roles ecológicos previamente desempeñados por las especies autóctonas, sin embargo se aclara que la posterior extirpación eventual de la especie debe incluirse en el plan de ejecución de la estrategia.

Para acelerar el proceso de recuperación inicial del sitio, a partir del cual se de paso a otras actividades de restauración, es conveniente implementar prácticas de manejo silvícola de las plantaciones, entre ellas las de fertilización, que permitan mejorar las características estructurales de los rodales, y consecuentemente, la productividad forestal, expresada como aportes de hojarasca. La intervención de las plantaciones a partir de este punto, podría estar orientada a la recomposición del ecosistema original, para lo cual la eliminación selectiva de individuos de Nim, estaría acompañada de

la introducción de especies secundarias iniciales e intermedias propias del Bosque Seco Tropical, y de actividades de manejo de aquellas especies nativas que ya se encuentran en las plantaciones. Numerosas alternativas a esta estrategia de intervención podrían proponerse, incluida la no actuación, lógicamente ello dependerá del ecosistema futuro proyectado, bien sea que sus objetivos sean los de protección-conservación o los de producción.

En síntesis, los resultados de este estudio permiten establecer que, en concordancia con otros reportes, el establecimiento de plantaciones de Nim, como modelo de restauración activa, representa una alternativa viable y efectiva, que favorece los procesos de recuperación de áreas degradadas, facilitando el acondicionamiento edáfico para el ingreso de nuevas especies y consecuente restauración del espacio tratado. Sin embargo, aunque la especie tiene la capacidad de establecerse y desarrollarse sin demandar estrictamente la fertilización y en general un manejo y cuidado de la plantación, es recomendable implementar actividades de este tipo si se quiere acelerar el proceso.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. Oikos 79:439-449.

Aerts, R. & F. S. Chapin. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. Advances in Ecological Research 30: 1-67.

Agyarko, K., P. K. Kwakye, M. Bonsu & O. Benjamin. 2006. Impact of application of neem leaves and poultry manure on nutrient dynamics of a Haplic Acrisol. Archives of Agronomy and Soil Science 52:687-695.

Anaya, G., 1986. Problemas de erosión y desertificación en América Latina. Suelos Ecuatoriales 16 (1): 7-22.

Anderson, J. P. E. & K. H. Domsch. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 10: 215-221.

Arellano, R., J. Paolini, L. Vásquez & E. Mora. 2004. Producción y descomposición de hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado de Trujillo, Venezuela. Revista Forestal Venezolana 48: 7-14

Arunachalam, A. & N. D. Singh. 2002. Leaf litter decomposition of evergreen and deciduous Dillenia species in humid tropics of north-east India. Journal of Tropical Forest Science 14 (1): 105-115.

Aussenac, G., M. Bonneau & F. Le Tacon. 1972. Restitution des elements minérauxau sol par l'intermédiaire de la litière et des précipitations dans quatre peuplements for estiers de l'Est de la France. Oecologia Plantarum 7: 1-21.

Ballard, T. M. & R. E. Carter.1986. Evaluating forest stand nutrient status. Land Management Report No. 20. Ministry of Forests, Victoria, BC..

Barlow, J., T. A. Gardner, L. V. Ferreira & C.A. Peres.2007.Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management. 247:91-97.

Barreto, C. & B. Olivos. 2007. Modelo empresarial ecoeficiente para la transformación y comercialización de los productos derivados del sistema agroforestal con árbol del Nim (*Azadirachta indica*, A. Juss), en la vereda Guabinal – Cerro, Girardot – Cundinamarca. Trabajo de grado. Universidad Piloto de Colombia. Bogotá.

Baule, H. & C. Fricker. 1970. The Fertilizer Treatment of Forest Trees. B.L. V. Munich.

Berg, B., P. E. Jansson & C. Mc Claugherty. 1990. Climate variability and litter decomposition, results from a transect study. Pp. 250-273. En Boer MM & De Groot RS (Eds.) Landscape-ecological Impact of Climatic Change. I.O.S. Press, Amsterdam.

Bernhard-Reversat, F. 1993. Dynamics of litter and organic matter at the soil-litter interface in fast-growing tree plantations on sandy ferrallitic soils (Congo). Acta Oecológica 14: 179-195.

Bernhard-Reversat, F. & D. Schwartz. 1997. Change in lignin content during litter decomposition in tropical forest soils (Congo): Comparison of exotic plantations and native stands. Comptes Rendus de l'Academie de Sciences – Serie lla: Sciences de la Terre et des Planetes325: 427-432.

Berrouet, L. M., L. M. Loaiza & F. Moreno. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques de la cuenca media del río Porce, p. 36-43. In M. C. Díez & J. D. León (eds.). Primer Simposio Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Medellín.

Binkley, D. 1993. Nutrición Forestal. Prácticas de Manejo. Limusa. México D.F.

Bocock, K. L., O. Gilbert, C. K. Capstick, D. C. Twinn, J. S. Waid & M. J. Woodman. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in dry weight of oak and ash leaf litter. Journal of Soil Science 11:1-9.

Brasell, H. M., G. L. Unwin & G. C. Stocker. 1980. The quantity, temporal distribution of mineral content of litterfall in two forest types at two sites in tropical Australia. Journal of Ecology 68: 123 - 129.

Bray, J. R. & E. Gorham. 1964. Litter production in forests of the world. Advances in Ecological Research. 2:101-157.

Brown, S. & A. E. Lugo, 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. Biotropica 14: 161 -187.

Bunnell, F. & D. E. N. Tait. 1974. Mathematical simulation models of decomposition soil organisms and decomposition in tundra, p. 207-225. En A.J. Holding, S. F Heal, Jr. Maclean & P. W. Flanagan (eds.). Soil organisms and decomposition in tundra. Tundra Biome Steering Committee, Estocolmo.

Castellanos, B. & J. D. León. 2011. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. Revista de Biología Tropical 59(1):113-128.

Cavelier, J. 1996. Enviromental factors and ecophysiological processes along altitudinal gradients in wet tropical mountains. En S. S. Mulkey, R. L. Chazdon & A. P. Smith (eds.). Tropical Forest Plant Ecophysiology. Chapman & Hall. Nueva York. Pp. 339-439.

Celentano, D., R. A. Zahawi, B. Finegan, F. Casanoves, R. Osterta, R. J. Cole & K. D. Holl. 2011. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca, Revista de Biología Tropical 59 (3): 1323-1336.

Chakraborty, R. N. & D. Chakraborty. 1989. Changes in soil properties under *Acacia auriculiformis* plantations in Tripura. Indian Forester 115: 272-273.

Cochran, V. L. 1990. Decomposition of barley straw in subarctic soil in the field. Biology and Fertility of Soils 10: 227–232.

David, L., P. D. Erskine & J. A. Parrota. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. Science. 310: 1628 – 1632.

Deans, J. D., O. Diagne, J. Nizinski, D. K. Lindley, M. Seck, K. Ingleby & R. C. Munro. 2003. Comparative growth, biomass production, nutrient use and soil amelioration by nitrogen-fixing tree species in semi-arid Senegal. Forest Ecology and Management 173:253-264.

Del Arco, J. M., A. Escudero & G. M. Vega. 1991. Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescing leaves. Ecology 72: 701-708.

Drechsel, P., B. Glaser& W. Zech. 1991. Effect of four multipurpose tree species on soil amelioration during tree fallow in Central Togo. Agroforestry Systems 16:193-202.

Duchafour, P. H. 1984. Edafología. I. Edafogénesis y clasificación. Masson, Barcelona, España.

Duivenvoorden, J. M. & J. F. Lips. 1995. A land-ecologycal study of soils, vegetation and plant diversity in Colombian Amazonia. Tropenbos, Series 12. The Tropenbos Foundation. Wageningen.

Dunham, K. M. 1991. Comparative effects of *Acacia albida* and *Kigelia africana* trees on soil characteristics in Zambezi riverine woodlands. Journal of Tropical Ecology 7: 215-220.

Ferrari, A. E. & I. G. Wall. 2004. Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. Revista de la Facultad de Agronomía 105 (2): 63-87.

Fioretto, A., C. Di Nardo, S. Papa & A. Fuggi. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. Soil Biology &Biochemistry 37:1083-1091.

Garten Jr., C. T. 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. Biomass and Bioenergy 23: 93-102.

Goering, H. K. & P. J. van Soest. 1970. Forage Fiber Analyses (apparatus, reagents, procedures and some applications). USDA Agricultural Handbook N° 379.

Goma-Tchimbakala, J. & F. Bernhard-Reversat.2006. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. Forest Ecology and Management 229: 304-313.

Gómez, D. 2004. Recuperación de Espacios Degradados. Seseña. Madrid.

González, H. 2001. Mapa Geológico del Departamento de Antioquia. Memoria Explicativa. Colombia.

González, P. 2001. Desertification and a shift of forest species in the West African Sahel. Climate Research. 17:217-228.

Gretchen, C. 1995. Restoring Value to the World's Degraded Lands. Science, New Series, 269: 350-354.

Guariguata, M. R. & G. H. Kattan. 2002. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Cartago, Costa Rica. LUR.

Guerrero, R. 1988. El diagnóstico químico de la fertilidad del suelo. En: Fertilidad de Suelos, diagnóstico y control. 3ª ed. Sociedad Colombiana de Ciencia del Suelo. Bogotá.151-210

Hagen-Thorn, A., I. Varnagiryte, B. Nihlgård & K. Armolaitis. 2006. Autumn nutrient resorption and losses in four deciduous forest tree species. Forest Ecology and Management 228: 33-39.

Heaney, A. & J. Proctor. 1989. Chemical elements in litter in forests on Volcán Barva, Costa Rica, p. 255-271. In J. Proctor (ed.). Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems. Blackwell, Oxford, Inglaterra.

Hernández M. L. & M. A. Murcia. 1992. Estimación de la productividad primaria de *Espeletia grandiflora* H & B y *Pinus patula* Schl & Cham en el páramo El Granizo, Cundinamarca, Colombia (trabajo de grado), Bogotá, Universidad Nacional, Biología.

Holdridge, L. R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, San José de Costa Rica.

Holl, K. D. 2002. Tropical moist forest restoration, p. 539- 558. En: M. R. Perrow & A. J. Davy (eds.). Handbook of ecological restoration. Cambridge, Cambridge, Inglaterrra.

Hunt, H. W. 1977. A simulation model for decomposition in grasslands. Ecology 58: 469-484.

Jenny, H., S. P. Gessel & F. T. Bingham. 1949. Comparative study of decomposition of organic matter in temperate and tropical regions. Soil Science 68: 419-432.

Jha, P. & K. P. Mohapatra. 2010. Leaf litterfall, fine root production and turnover in four major tree species of the semi-arid region of India. Plant Soil. 326:481-491.

Kadir, W. R., O. V. Cleemput & A. R. Zaharah.2001. Microbial respiration and nitrogen release patters of decomposing *Acacia mangium* leaf litter from Kemasul forest reserve, Malaysa. Journal of Tropical Forest Science 13: 1-12.

Keeney, D. R. & D. W. Nelson.1982. Nitrogen in organic forms. Pp 643-698. En: A. L. Page *et al*. Eds. Methods of Soil Analysis. Part. 2. Agronomy number 9. American Society of Agronomy. Madison, W.I..

Kunkel-Westphal, I. & P. Kunkel. 1979. Litterfall in Guatemalan Primary forest with details of leaf shedding by some common species. Journal of Ecology 67: 287-302.

Kurzatkowski, D., C. Martius, H. Höfer, M. Garcia, B. Förster, L. Beck & P. Vlek. 2004. Litter decomposition, microbial biomass and activity of soil organisms in three agroforestry sites in central Amazonia. Nutrient Cyclingin Agroecosystems 69: 257-267.

Lahav, E. & D. W. Turner. 1992. Fertilización del banano para rendimientos altos. Segunda edición. Boletín N°7. Instituto de la potasa y el fósforo. Quito, Ecuador. 71 p.

Lamb, D. & D. Gilmour. 2003. Issues in forest conservation. Rehabilitation and restoration of degraded forests. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources and World Wide Fund, Cambridge, Inglaterra.

Le Houèrou, H. N. 1975. Science, power and desertification. Meeting on desertization. Dept. Geogr. Univ. Cambridge, 22–28 Sept, 1975, 26pp.

Le Houèrou, H. N., 1976. Can desertization be halted? En: Conservation in arid and semi-arid zones. FAO Conservation Guide No. 3. pp. 1-15.

León, J. D., M. I. González & J. F. Gallardo. 2009. Retranslocación y eficiencia en el uso de nutrientes en bosques del centro de Antioquia. Revista Colombia Forestal. 12: 119-140.

León, J. D., M. I. González & J. F. Gallardo. 2010. Distribución del agua lluvia en tres bosques altoandinos de la Cordillera Central de Antioquia, Colombia. Revista Facultad Nacional de Agronomía 63: 5319-5336.

León, J. D., M. I. González & J. F. Gallardo. 2011. Comparación del ciclo biogeoquímico en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia. Revista Biología Tropical 59 (4): 1883-1894.

Lim, M. T. 1988. Studies on *Acacia mangium* in Kemasul forest, Malaysia. I. Biomass and productivity. Journal of Tropical Ecology 4(3):293-302.

López, B. F. & D. A. Romero. 1998. Erosión y desertificación: implicaciones ambientales y estrategias de investigación. Papeles de Geografía. Universidad de Murcia. 28: 77-89.

Lowry, J. N., J. B. Lowry, & R. Jones. 1988. Enhanced grass growth below a canopy of *Albizia lebbek*. Nitrogen Fixing Tree Res. Rep., 6:45-46

Lugo, A., E. Cuevas & M. Sánchez.1990. Nutrients and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. Plant and Soil 125: 263-280.

Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. Forestry Ecology and Management.

Marín, G. 1986. Fertilidad de Suelos: con énfasis en Colombia. ICA. 193 p.

Martín, A., J. F. Gallardo & I. Santa Regina.1996. Aboveground litter production and bioelement potential return in an evergreen oak (*Quercus rotundifolia*) woodland near Salamanca (Spain). Annales des Sciences Forestières 53: 811-818.

Martínez-Yarízar, A., S. Nuñez& A. Búrquez. 2007. Leaf litter decomposition in a southern sonoran desert ecosystem, northwestern México: Effects of habitat and litter quality. Acta Oecológica. 32: 291-300.

Maya, M. 2001. Distribución, facies y edad de las rocas metamórficas en Colombia. INGEOMINAS. Colombia.

Medina, E., V. García & E. Cuevas.1990. Sclerophylly and oligotrophic environments: relationships between leaf structure, mineral nutrient content, and drought resistance in tropical rain forest of the upper Rio Negro region. Biotropica 22: 51-64.

Meentemeyer, V. 1978.Macroclimate the lignin control of litter decomposition rates. Ecology 59: 465-472.

Meentemeyer, V., E. O. Box & R. Thompson. 1982. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. Bioscience 32: 125-128.

Mehrotra, V. S., 1998. Arbuscular mycorrhizal associations of plants colonizing coal mine spoil in India. The Journal of Agricultural Science 130: 125-133.

Melillo, J. M., J. D. Aber, J. D., & J. F. Muratore.1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63: 621-626.

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2004. Plan de Acción Nacional de Lucha Contra la Desertificación y la Sequía en Colombia - P.A.N – Colombia.

Montagnini, F. & F. Sancho. 1990. Impacts of native trees on tropical soils: a study in the Atlantic lowlands of Costa Rica, Central America. Ambio 19: 386-390.

Moran, J., M. G. Barker, A. J. Moran, P. Becker & S. M. Ross. 2000. A comparison of the soil water, nutrient status, and litterfall characteristics of tropical heath and mixed-dipterocarp forest sites in Brunei. Biotropica 32 (1):2-13.

Mtambanengwe, F., & H. Kirchmann. 1995. Litter from a tropical savanna woodland (Miombo): chemical composition and C and N mineralization. Soil Biology and Biochemistry 27: 1639-1651.

Murphy, P. G. & A. E. Lugo. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. Annual Review of Ecology and Systematics 17:67-68.

Navarro, G. 2003. Química Agrícola. Mundi-Prensa, Madrid.

Nepstad, D., C. Uhl, C. A. Pereira & J. M. C. da Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. Oikos 76: 25-39.

Ngoran, A., N. Zakra, K. Ballo, C. Kouamé, F. Zapata, G. Hofman & O. Van Cleemput. 2006. Litter decomposition of *Acacia auriculiformis* Cunn. Ex Benth. and *Acacia mangium* Willd. under coconut trees on quaternary sandy soils in Ivory Coast. Biology and Fertility of Soils. 43: 102-106.

Olson, J. S. 1963. Energy storage and balance of producers and decomposer in ecological systems. Ecology 44: 322-331.

Olukoye, G. A.,W. N. Wamicha & J. I. Kinyamario.2003. Assessment of the performance of exotic and indigenous tree and shrub species for rehabilitating saline soils of Northern Kenya. African Journal of Ecology 41: 164-170.

Pal, R. C. & A. Sharma. 2001. Afforestation for reclaiming degraded village common land: a case study. Biomass and Bioenergy 21:35-42

Parker, G. G. 1983.Throughfall and stem flow in the forest nutrient cycle. Advances in Ecological Research 13: 57-133.

Parrota, J. A. 1992. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment 41:115-133

Parrotta, J. 1999.Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. Forest Ecology and Management.124:45-77.

Parrotta, J. A. & A. N. Chaturvedi. 1994. *Azadirachta indica* A. Juss. Margosa, Neem. LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.

Prause, J. & C. Fernández. 2007. Litter decomposition and lignin/cellulose and lignin/total nitrogen rates of leaves in four species of the Argentine Subtropical forest. Agrochimica 51: 294-300.

Proctor J., C. Phillips, G. K. Duff, A. Heaney & F. M. Robertson. 1989. Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. Some forest processes. Journal of Ecology 77:317-331.

Proctor J. 1983. Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. En: Sutton S. L., Whitmore T. C., Chadwick A. C., editors. Tropical rain forest. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 267-273.

Radwanski, S. A., 1969. Improvement of Red Acid Sands by the Neem Tree (*Azadirachta indica*) in Sokoto, Northwestern State of Nigeria. Journal of Applied Ecology. 6 (3): 507-511.

Radwanski, S. A. & G. E. Wickens. 1981. Vegetative fallows and potential value of the Neem tree (*Azadirachta indica*) in the tropics. Economy Botany 35(4): 398-414.

Rai, S. N. & J. Proctor. 1986. Ecological studies on four rainforests in Karnataka, India. II. Litterfall. Journal of Ecology 74: 455-463.

Reay, S. D. & D. A. Norton. 1999. Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand forest. Restoration Ecology 7: 298-308.

Reynolds, J. F. & D. M. Stafford Smith. 2002. Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?. Vol. 88. Dahlem University Press, Berlin.

Ribeiro, C., M. Madeira & M. C. Araújo. 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes Forest Ecology and Management 171: 31-41.

Rodríguez, M. & A. C. McClung. 1964. Respuesta del molibdeno en dos suelos rojos de Antioquia. Agricultura Tropical 20:504-512.

Saharjo, B. H. & H. Watanabe. 2000.Estimation of litter fall and seed production of *Acacia mangium* in a forest plantation in south Sumatra, Indonesia. Forest Ecology and Management. 130:265-268.

S.A.M.L.A. 1996. Sistema de apoyo metodológico para laboratorio de análisis de suelos y aguas. Dirección de Producción Agrícola SAGPyA.

Sanchez, P. A., C. A. Palm, C. B. Dabey, L. T. Szott, & C.E. Russell. 1985. Tree crops as soil improvers in the humid tropics? En: M.G.R. Cannell and J.E. Jackson (Editors), Attributes of Trees as Crop Plants, Institute of Terrestrial Ecology, Natural Environmental Research Council, Abbots Ripton, Huntington, UK, pp. 327-350

Sayer, J. & C. Elliot. 2005. The role of commercial plantations in forest landscape restoration, p. 379-383. En S. Mansourian, D. Vallauri & N. Duddley (eds.). Forest restoration in landscapes. Beyond planting trees. Springer, Nueva York, EEUU.

Schlesinger, W.H. 1991. Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic Press, New York.

Schlesinger, W.H. 2000.Biogeoquímica: un análisis global. Ariel Ciencia, Barcelona, España.

Schrautzer, J., A. Rinker, K. Jensen, F. Muller, P. Schwartze & C. Dier Ben. 2007. Succession and restoration of drained fens: perspectives from northwestern Europe, p.90-120. En L.R. Walker, J. Walker & R. J. Hobbs (eds.). Linking restoration and ecological succession. Springer, Nueva York, EEUU.

Singh, A., A. K. Jha J. & S. Singh.2000. Effect of nutrient enrichment on native tropical trees planted on Singrauli coalfields, India. Restoration Ecology 8: 80-86.

Singh, G., B. Singh, V. Kuppusamy, & N. Vala. 2002. Variations in foliage and soil nutrient composition in *Acacia tortilis* plantations of different ages in North-Western Rajashtan. Indian Forester 128: 514-521.

Singh, K. P., P. K. Singh & S. P. Tripathi. 1999. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. Biology and Fertility of Soils. 29:371-378.

Singh, V. & V. K. Garg. 2007. Phytoremediation of a sodic forest ecosystem: plant community response to restoration process. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca 35(1): 77-85.

Spain, A. V. 1984. Litterfall and the standing crop of litter in three tropical australian rainforests. Journal of Ecology 72:947-961.

Staaf, H. 1980. Release of plant nutrients from decomposing leaf litter in a South Swedish beech forest. Holarctic Ecology 3:129-136.

Stover, R. & N. Simmonds. 1987. Bananas. 3rd edition. Longman, London.

Sundarapandian, S. M. & P. S. Swamy. 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in a tropical forest at Kodayar in the western Ghats, India. Forest Ecology and Management 123: 231-244.

Swamy, S. & J. Proctor. 1997. Fine litterfall and its nutrients in plantation of *Acacia auriculiformis*, *Eucalyptus tereticornis* and *Tectonagrandis* in the Chikmagalur district of the western Ghats, India. Journal of Tropical Forest Science 10(1):73-85.

Swift, M. J., O. W. Heal & J. M. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford, England.

Torreta, N. K. & H. Takeda. 1999. Carbon and nitrogen dynamics of decomposing leaf litter in a tropical hill evergreen forest. European Journal of Soil Biology 35: 57-63.

Tripathi, S. K. & K. P. Singh. 1992a. Abiotic and litter quality control during decomposition of different plant parts in a dry tropical bamboo savanna in India. Pedobiología 36: 241–256

Tripathi, K. P. & B. Singh. 2005. The role of revegetation for rehabilitation of sodic soils in semiarid subtropical forest, India. Restoration Ecology 13: 29-38.

Tukey, H.B. Jr. 1970. The leaching of substances from plants. Annual Review of Plant Physiology 21: 305-324.

Turner, D., C. Korawis & A. Robson. 1988. Soil analysis and its relationship with leaf analysis and banana yield with special reference to a study at Carnarvon, W.A. En: Memoria primer seminario taller sobrenutrición y fertilidad en banano. San José, Costa Rica.

Uhl, C., R. Buschbacher & E. A. S. Serrao. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Patterns of plant succession. Journal of Ecology 75: 663-681.

UN (United Nations), 1994. UN Earth Summit. Convention on Desertification. UN Conference in Environment and Development, Rio de Janeiro, Brazil, June 3–14, 1992.DPI/SD/1576. United Nations, New York.

Uyovbisere, E. O. & K. A. Elemo. 2002. Effect of tree foliage of locust bean (*Parkia biglobosa*) and neem (*Azadirachta indica*) on soil fertility and productivity of maize in a savanna alfisol. Nutrient Cycling in Agroecosystems 62: 115-122.

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

Villela, D. M. & J. Proctor. 2002. Leaf litter decomposition and monodominance in the Peltogyne forest of Maracá island, Brazil. Biotropica 34: 334-347.

Vitousek, P. M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. The American Naturalist 119: 553-572.

Walkley, A. & I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Science 63:251-263.

Warren, A. 1996. Desertification. In. Eds, The physical geography of Africa. Oxford Univ. Press, New York.

Weaver, P. L., E. Medina, D. Pool, K. Dugger & J. González-Liboy. 1986. Ecological observations in the dwarf cloud forest of the Luquillo mountains in Puerto Rico. Biotropica. 18:79-85.

Wood T. G. 1974. Field investigation under decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors. Pedobiologia 14:343–371.

Xuluc-Tolosa, F. J., H. F. M. Vestera, N. Ramírez-Marcial, J. Castellanos-Albores & D. Lawrence. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, México. Forest Ecology and Management 174: 401-412.

Yoder, R. E. 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. Journal of the American Society of Agronomy28:337-351.

Yüksek, T. & F. Yüksek. 2011. The effects of restoration on soil properties in degraded land in the semi-arid region of Turkey. Catena 84:47-53.

Zas, R & R, Serrada. 2003. Foliar nutrient status and nutritional relationships of young *Pinus radiata* D. Don plantations in northwest Spain. Forest Ecology and Management. (174): 167-176.