



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE CIENCIAS

Producción de hojarasca y descomposición de materia orgánica de  
cuatro especies arbóreas de Selva Baja Caducifolia en una  
plantación de Zacatepec, Morelos.

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

**P R E S E N T A :**  
**ITZEL SANCHEZ SOLIS**

DIRECTOR DE TESIS:  
DOCTORA ELIANE CECCON



2010



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedico esta Tesis a Yolanda y Celeste,  
mi gran familia....

No llores por la belleza que se ha marchitado,  
ni por las almas amadas que se han ido.  
Todo lo que brevemente estuvo sobre la tierra  
existe y vive....  
Y un día volverá a aparecer sobre ella.  
Porque toda criatura es simplemente la imagen  
de una parte del gran cuerpo que se llama Cosmos.  
Y del que las personas somos las células vivas.

Enrique Moñon

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco de manera especial a mi asesora la Dra. Elianne Ceccon por la confianza, paciencia y gran apoyo que ha ofrecido durante tanto tiempo, pues sin su optimismo y amistad la tesis no hubiera llegado a su final. Del mismo modo a los miembros del jurado: el Dr. Javier Álvarez por las valiosas aportaciones, comentarios y correcciones al escrito, a la Dra. Virginia Cervantes por su valiosa revisión, enseñanza y sugerencias de redacción y contenido, a la Dra. Guadalupe Barajas por la revisión estadística y sus valiosas observaciones y al M. en C. Bernardo Sachman por su revisión y amistad.

Agradezco al Campo Experimental Zacatepec, perteneciente al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias de Morelos, por su valioso apoyo brindado al permitirme realizar el trabajo de campo en sus instalaciones, y a todo el personal de este Campo que amablemente colaboró con la realización de este trabajo.

Quisiera agradecer al Instituto de Ecología de la UNAM, en particular al Laboratorio de Ecofisiología del crecimiento, por prestar sus instalaciones para las mediciones del presente trabajo. Gracias a la amistad y confianza de la Dra. Pilar Huante, a la Biol. Irma Acosta por sus valiosas enseñanzas en el manejo del equipo, sugerencias y sobre todo su amistad, a la Biol. Diana Soriano por su valiosa amistad y apoyo en la utilización del auto analizador. A la M. en C. Verónica Hernández y Juanita por su amistad y bellos momentos compartidos.

Agradezco el apoyo financiero del proyecto IN-231802 pues sin él no hubiera sido posible la realización de los análisis químicos.

Agradezco a mi amada hija Celeste por otorgarme parte del tiempo que debiera estar compartiendo con ella, he inspirarme ser una persona más integra y un mejor ser humano.

De manera muy especial agradezco a mi mamá, por su gran apoyo, paciencia, comprensión, confianza y cariño durante el tiempo que duro este proyecto, a mi abue y tíos Pablo, Esther, Mere y Moy por sus valiosa compañía en los momentos de colecta y su ayuda en la selección de la hojarasca y su cariño y confianza.

Gracias a todos mis amigos, por creer en mí y apoyarme en la selección de hojarasca y pasar momentos divertidos y agradables. Y a todo aquellos que indirectamente colaboraron en la realización de este trabajo.

Por último agradezco a la Facultad de Ciencias por otorgarme los conocimientos que sirvieron de preámbulo para la realización de este trabajo.

# INDICE GENERAL

<b>I RESUMEN</b> .....	<b>6</b>
<b>II INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>8</b>
<b>III ANTECEDENTES</b> .....	<b>10</b>
3.1 La Producción de hojarasca.....	<b>10</b>
3.2 Descomposición de la materia orgánica .....	<b>11</b>
3.3 Nutrientes minerales del suelo.....	<b>13</b>
3.3.1 Liberación de nutrientes.....	14
3.4 Calidad del recurso.....	<b>15</b>
3.4.1 El cociente C/N.....	15
3.5 Efecto de las características de las especies en el ciclaje de nutrientes.....	<b>16</b>
3.6 El papel de la hojarasca y el mantillo en el mejoramiento del suelo.....	<b>18</b>
<b>IV OBJETIVO E HIPÓTESIS</b> .....	<b>20</b>
4.1 Objetivo .....	<b>20</b>
4.2 Hipótesis .....	<b>20</b>
<b>V SITIO DE ESTUDIO</b> .....	<b>22</b>
5.1 Descripción del área de estudio.....	<b>22</b>
5.2 Descripción de las especies estudiadas.....	<b>24</b>
<b>VI MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
6.1 Distribución de las especies en la plantación.....	<b>27</b>
6.2 La producción de hojarasca.....	<b>27</b>
6.2.1 Diseño experimental.....	27
6.2.2 Análisis estadístico.....	29
6.3 La Concentración de nutrientes .....	<b>30</b>
6.3.1 Diseño experimental.....	30
6.3.2 Análisis estadístico.....	30
6.4 La descomposición de la materia orgánica .....	<b>30</b>
6.4.1 Diseño experimental.....	30
6.4.2 Análisis estadístico.....	34
6.5 Calidad química del mantillo.....	<b>34</b>
6.5.1 Diseño experimental.....	34
6.5.2 Análisis estadístico.....	35
<b>VII RESULTADOS</b> .....	<b>36</b>
7.1 Producción de hojarasca .....	<b>36</b>
7.1.1 Producción total anual de hojarasca.....	36
7.1.2 Producción de hojarasca foliar.....	38
7.1.3 Producción de ramas.....	40
7.1.4 Producción de flores, frutos y semillas.....	41
7.2 Contenido de nutrientes en la hojarasca foliar .....	<b>43</b>
7.2.1 Porcentaje de nutrientes en la hojarasca foliar .....	43
7.2.2 Flujo de nutrientes.....	45

7.3 Descomposición de la materia orgánica.....	47
7.4 Calidad del recurso.....	51
7.4.1 Concentraciones de N y C (%) .....	51
7.4.2 Remanentes de N y C del mantillo en descomposición .....	51
7.4.3 Cocientes C/N .....	53
<b>VIII DISCUSIÓN.....</b>	<b>56</b>
8.1 Producción de hojarasca .....	56
8.1.1 Producción de hojarasca total, foliar y de flores, frutos y semillas.....	56
8.1.2 Dinámica de la producción de hojarasca .....	58
8.2 Contenido de nutrientes en la hojarasca foliar .....	60
8.2.1 Porcentaje de nutrientes en la hojarasca foliar .....	60
8.2.2 Flujo de nutrientes.....	62
8.3 Descomposición de la materia orgánica.....	66
8.3.1 Descomposición de las especies .....	66
8.3.2 Tiempo de descomposición.....	67
8.3.3 Tasa de descomposición (K) .....	68
8.3.4 Cociente C/N inicial .....	69
8.4 Calidad del recurso.....	71
8.4.1 Concentraciones de N y C (%) .....	71
8.4.2 Remanentes de N y C del mantillo en descomposición .....	71
8.4.3 Cociente C/N .....	72
8.5 Uso potencial de las cuatro especies para el mejoramiento del suelo. ....	73
<b>IX CONCLUSIONES.....</b>	<b>77</b>
<b>X REFERENCIAS.....</b>	<b>80</b>

## I RESUMEN

La caída de hojarasca y su posterior descomposición en el suelo son dos procesos esenciales en el funcionamiento de los ecosistemas, los cuales aportan una fracción de nutrientes al suelo, contribuyen a la formación del suelo, y tienen un efecto en el ciclaje de nutrientes y el flujo de energía. Estos dos procesos pueden ejercer una influencia considerable en la restauración de suelos degradados.

Para saber cual es la contribución en el retorno de materia orgánica y nutrientes al suelo de una determinada especie es esencial la estimación de la hojarasca producida, su variación temporal, su tasa de descomposición y la circulación de nutrientes (absorción y capacidad de reciclamiento del nutriente).

En este estudio se analizaron la producción de hojarasca, los patrones de caída de las diferentes estructuras vegetales, la calidad y la descomposición del mantillo en su fracción foliar, de cuatro especies arbóreas (*Crescentia alata*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*) con 10 años de edad, nativas de selva baja caducifolia, establecidas en una plantación en el Campo Experimental de Zacatepec Morelos, todas ellas especies de usos múltiples.

Se encontró que la producción de hojarasca de las cuatro especies durante un año (noviembre 2003 a noviembre 2004) fue de  $31.29 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 2.69$ . El aporte total anual por parte de cada una de las especies varió entre  $2.72 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  a  $13.84 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . *C. alata* fue la especie con la menor producción de hojarasca y *P. dulce* la especie con mayor producción. Todas las especies produjeron una mayor proporción de hojarasca foliar (57.4 - 98.4%) en relación a las demás fracciones de la hojarasca. *P. dulce* fue la especie que presentó el mayor aporte de hojarasca foliar ( $9.35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.11$ ), *C. alata* y *E. polystachya* las que presentaron los menores aportes ( $2.67 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.08$  y  $2.90 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.08$ ), lo que concuerda con sus diferencias en talla y dinámica foliar. Los resultados estuvieron dentro del intervalo reportado por otros estudios en plantaciones tropicales a pesar de tener estas últimas menor edad y mayor densidad. Las cuatro especies presentaron tres patrones distintos de caída de hojarasca; la especie decidua *C.alata* tiró sus hojas inmediatamente después del inicio de la estación seca, la especie decidua *E.polystachya* tiró sus hojas al final de la estación lluviosa y las especies perennifolias *L. leucocephala* y *P. dulce* presentaron un aporte continuo de hojarasca con un pico de mayor producción al final de la estación lluviosa.

En relación a la magnitud de la cantidad de nutrientes aportados al suelo de la plantación por parte de la caída de hojarasca, para todas las especies, tanto en secas como en lluvias, fue en orden decreciente  $\text{Ca} > \text{N} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P}$ . Este patrón fue fuertemente influenciado por la estacionalidad, pues hubo mayor retorno y acumulación de nutrientes en la estación seca y mayor pérdida en la estación húmeda. En secas *P. dulce* fue la especie con mayor aporte de nutrientes, en lluvias *P. dulce* presentó el mayor aporte de Ca y N y *L. leucocephala* el de P, K y Mg.

La descomposición del mantillo no pudo atribuirse a la calidad del recurso, sino a otras posibles variables no evaluadas tales como las características de las condiciones microclimáticas del sitio o la cuantificación de polifenoles y lignina. *L. leucocephala* fue la especie que se descompuso más rápido ( $k=3.06$ ), presentó una liberación de N y C más rápida y una baja relación C/N (14.50), en tanto *P.dulce*, *E. polystachya* y *C. alata* se descompusieron lentamente y por tanto presentaron una lenta liberación de N y C. Por lo anterior, se estableció un ciclo biogeoquímico más rápido para *L. leucocephala* mayor que el de las otras tres especies *P. dulce*, *E. polystachya* y *C. alata*.

Este estudio permitió integrar los resultados obtenidos para recomendar que, dependiendo del nivel de degradación del sitio, pueden implementarse diferentes recomendaciones: en el caso de un suelo erosionado es recomendable emplear preferencialmente a las especies *P. dulce* que por su gran producción de hojarasca y su lenta descomposición ayudará a proteger al suelo por mayor tiempo y a *L. leucocephala* que por su rápida descomposición podría potenciar un ciclaje más rápido y un mayor aporte de nutrientes al sistema.

## II INTRODUCCIÓN

La Selva Baja Caducifolia (SBC; Miranda y Hernández, 1963) también conocida como bosque tropical deceduo (Leopold, 1950), bosque tropical seco (Gentry, 1982), bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1978) y bosque tropical seco estacional (Bullock *et al.*, 1995) es considerada como uno de los ecosistemas tropicales más alterados y amenazados por el cambio de uso del suelo con fines agropecuarios y asentamientos humanos (Jaramillo y Sandford, 1995; Trejo y Dirzo, 2000). En América Latina el porcentaje de SBC fue de 40% en el 2001, con pérdida del 12% del área forestal de 1980 al 2000 (Miles *et al.*, 2006). En México, este ecosistema ocupaba un área aproximada de 16 millones de hectáreas en los 1950's (Quadri de la Torre, 2000), para 1990 solamente el 27% de la cubierta original de SBC permanecía como bosque intacto (Trejo y Dirzo, 2000).

Para aminorar la deforestación es importante emprender estudios en torno a su funcionamiento, conservación y restauración (Ceccon *et al.*, 2003), así como de las especies que lo caracterizan, para construir una base teórica que propicie el uso adecuado de sus recursos vegetales o bien la recuperación de los sitios degradados.

Una herramienta importante para el estudio de las especies que caracterizan a este ecosistema son las plantaciones arbóreas tropicales, en las que se puede estudiar el potencial individual de las especies arbóreas nativas sobre la circulación de nutrientes (toma y capacidad de reciclamiento del nutriente), identificar cuales de estas especies pueden ser empleadas en la restauración de los suelos degradados, e incluirlas en el diseño de proyectos de restauración de ecosistemas (Montagnini *et al.*, 1993; Byard *et al.*, 1996; Montagnini y Jordan, 2005). La reintroducción de especies arbóreas tropicales puede incorporar una gran cantidad de nutrientes al sistema, a través de la caída de hojarasca, en un periodo relativamente corto (Montagnini, 2000), que suelen ser liberados en forma diferencial de acuerdo a la calidad de la hojarasca y factores ambientales estacionales, principalmente si se trata de leguminosas (Cervantes *et al.*, 1998; Kavvadias *et al.*, 2001). Estas especies producen mantillos que sirven como abonos verdes o acolchados, que protegen al suelo contra la erosión, liberan nutrientes al suelo vía la descomposición y moderan la pérdida de humedad del suelo y las fluctuaciones de temperatura (Byard *et al.*, 1996).

Por otra parte, la caída de hojarasca y su posterior descomposición son dos procesos esenciales en el funcionamiento de los ecosistemas que contribuyen al abasto de nutrientes al suelo, regular el flujo de energía y el ciclaje de nutrientes (Martínez-Yrizar, 1980; Berg y Mc Clagherty, 2008). Por tanto, estos dos procesos pueden ejercer una influencia considerable en la restauración de un sitio degradado. De modo que estimar la hojarasca producida por una especie vegetal, así como la variación temporal en la caída de sus diferentes componentes, es esencial para saber cuál es su contribución en el retorno de materia orgánica y nutrientes de la planta al suelo (Vitousek, 1984). Conocer su posterior descomposición también es importante por la cantidad de

energía que fluye a través del proceso, sus efectos en el balance de C y en la liberación de nutrientes (Byard *et al.*, 1996). La información sobre la producción de hojarasca y descomposición del mantillo puede ayudarnos a elegir las especies apropiadas en las actividades de restauración considerando el tipo de degradación del suelo.

El presente trabajo fue realizado con el fin de conocer la dinámica de producción, descomposición de la hojarasca y concentración de nutrientes en cuatro especies arbóreas nativas de SBC creciendo en una plantación experimental. Todas estas especies son intensamente utilizadas por la población local y están consideradas entre las 20 especies forestales de uso múltiple más importantes del Estado de Morelos (SAGARPA-INIFAP, 2001). Dos de ellas se encuentran de forma abundante (*Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*), las otras dos en menor cantidad dentro del Estado de Morelos (*Eysenhardtia polystachya* y *Crescentia alata*; SAGARPA-INIFAP, 2001). Este estudio forma parte de los pocos casos en los que se han realizado trabajos para determinar la producción de hojarasca, el proceso de descomposición y sus efectos en el retorno de nutrientes en plantaciones forestales para generar información útil para la restauración de suelos degradados y para el establecimiento de parcelas productivas o sistemas agroforestales (Montagnini *et al.*, 1993; Byard *et al.*, 1996, Montagnini, 2000).

## III ANTECEDENTES

### 3.1 La Producción de hojarasca

La producción de hojarasca es un proceso fundamental de los ecosistemas terrestres, enlace entre la producción primaria y la descomposición, ruta de transferencia de energía, adición de materia orgánica y retorno de nutrientes al suelo (Meentemeyer *et al.*, 1982; Alvarez-Sánchez, 2001; Berg y Mc Clougherty, 2008). La caída de hojarasca es la vía principal del ciclaje de nutrientes de la parte aérea de las plantas a la superficie del suelo (Martínez-Yrizar, 1980; Meentemeyer *et al.*, 1982; Vitousek, 1982; Sánchez-Ríos, 1989; Jaramillo y Sanford, 1995; Martínez-Yrizar, 1995; Haase, 1999). Esta dinámica mantiene las reservas de nutrientes en el ecosistema, actuando como un sistema de entrada y salida para la formación y mantenimiento de la fertilidad del suelo (Jamaludheen y Kumar, 1999).

La cantidad de hojarasca producida en los ecosistemas es muy variable. Depende de la cantidad de agua disponible para las plantas durante la estación de crecimiento, la capacidad del suelo para retenerla y la posibilidad de las mismas para utilizarla (Maya-Delgado, 1995). Además está correlacionada con el área basal de los árboles, de modo que las especies que aportan mayor cantidad de hojarasca al sistema son aquellas que presentan un área basal, cobertura y volumen de la copa mayores (Álvarez- Sánchez, 1988; Descheemaeker *et al.*, 2006). Este aporte puede ser continuo o estacional, dependiendo de las condiciones ambientales: lluvias y sequías, temperaturas extremas, disponibilidad de agua en el suelo y patrones de senescencia y abscisión de las hojas (Addicott, 1978). También contribuyen a la producción de hojarasca factores tales como: la topografía, retención de humedad, de oxígeno y fertilidad del suelo, altitud y latitud (Spain y Le Feuvre, 1987), edad de los árboles (Cuevas y Lugo, 1998; Lawrence, 2005), densidad del bosque (Yamashita *et al.*, 2004) y estadio sucesional del bosque (Spain y Le Feuvre, 1987; Lawrence, 2005).

Generalmente la producción de hojarasca es la estimación de la hojarasca aérea, compuesta por la caída de hojas, frutos, semillas, ramas y residuos florales, resultantes de un constante renuevo de tejidos vegetales de la planta (Martínez-Yrizar, 1995). Este renuevo refleja una relación de competencia entre los órganos de la planta (los órganos menos vigorosos son los eliminados). Además al haber una deficiencia en las cantidades de agua o nutrientes en hojas viejas estas tienden a caer (Addicott, 1978).

La caída de hojarasca trae consigo gran acumulación de restos orgánicos en la superficie del suelo, que da lugar a la formación del mantillo, almacén provisional de materia orgánica y elementos que se liberan gradualmente garantizando: 1) el continuo aporte de nutrientes al suelo, sistema de entrada y salida de nutrientes (Berendse, 1999; Sundarapandian y Swamy, 1999), 2) la circulación de minerales y la transferencia de energía entre las plantas y el suelo (Bray y Gorham, 1964; Vizcaino-Cook, 1983; Mass *et al.*, 2002b) y 3) mejorar las

condiciones microambientales del suelo (protección, buena estructura, aireación, retención de humedad, capacidad buffer e intercambio catiónico (Maass *et al.*, 1988; Tian *et al.*, 1992) a través de la heterogeneidad espacial en la distribución del mantillo (Carrera *et al.*, 2009).

### 3.2 Descomposición de la materia orgánica

La descomposición de la materia orgánica (MO) es uno de los procesos más importantes de los ecosistemas por su aporte de nutrientes al suelo, ciclaje de nutrientes, su repercusión en el carbono retenido o liberado a la atmósfera y la cantidad de energía que fluye a través del sistema de desintegradores (Swift y Anderson, 1989; Berg y Mc Clagherty, 2008); es un proceso complejo y a menudo prolongado. Mediante éste, cualquier organismo que muere se desintegra hasta que su estructura no puede reconocerse, porque la materia orgánica es transformada a sus constituyentes químicos elementales -CO<sub>2</sub>, agua y componentes minerales- a través de una serie de mecanismos físicos, químicos y biológicos (Berg y Mc Clagherty, 2008). De modo que la descomposición evita la acumulación de restos orgánicos en el suelo (Aerts, 1997; Chapin *et al.*, 2002).

Los principales controles de la descomposición son el clima, las características físicas y químicas de la hojarasca y los organismos del suelo (Meentemeyer, 1978; Swift *et al.*, 1979; Swift y Anderson, 1989; Prescott, 2005a; Berg y Mc Clagherty, 2008; Tabla 1).

Tabla 1 Factores que regulan el proceso de descomposición de la MO.

Factor	Características
Clima	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altas temperaturas (25-35°C) y alta humedad generan condiciones adecuadas para el establecimiento de la fauna y microbiota desintegradora y determina la eficiencia y velocidad de los procesos enzimáticos<sup>1</sup></li> <li>• La evapotranspiración (ETA) predice de mejor manera la descomposición por ser una medida de la disponibilidad de energía y humedad del ecosistema<sup>2</sup>.</li> </ul>
Características físico-químicas de la hojarasca	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Constitución química: el N, lignina, polifenoles y cocientes C/N, lignina/N<sup>3</sup>.</li> <li>• Dentro de una región climática particular este factor es el más indicado para predecir la descomposición, especialmente en los trópicos<sup>4</sup>.</li> </ul>
Biota del suelo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Actividad de la biota del suelo a través de las interacciones entre macro y microorganismos del suelo, principalmente hongos y bacterias<sup>5</sup>.</li> </ul>
Características del suelo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- porosidad - pH del suelo - nutrientes</li> <li>- aireación - retención de agua - tipo de suelo</li> <li>- textura - contenido de materia orgánica</li> <li>- estructura física - intercambio catiónico</li> <li>• Menor descomposición → - grandes cantidades de humus - mayor retención de agua - menor pH - mayor capacidad de intercambio catiónico<sup>6</sup></li> <li>• Indirectamente el tipo de suelo afecta a la composición de la comunidad desintegradora y la calidad del recurso que entra al suelo<sup>7</sup>.</li> </ul>

Fuentes: <sup>1</sup> Swift *et al.*, 1979; Swift y Anderson, 1989; <sup>2</sup> Meentemeyer, 1978; Aerts, 1997; <sup>3</sup> Vanlauwe *et al.*, 1997; Berg y Mc Clagherty, 2008, Carrera *et al.*, 2009 <sup>4</sup> Aerts, 1997; Vanlauwe *et al.*, 1997; Sariyildiz y Anderson, 2003; <sup>5</sup> Heal *et al.*, 1997; <sup>6</sup> Swift y Anderson, 1989, Prescott, 2005a, Hairiah *et al.*, 2006 ; <sup>7</sup> Swift y Anderson, 1989..

La descomposición se considera como un proceso de dos fases: 1) la primera se caracteriza por la pérdida rápida de compuestos lábiles que se filtran al suelo o son degradados fácilmente por los desintegradores anaerobios (bacterias y hongos); estos son los azúcares solubles, almidones, aminoácidos y algunos metabolitos secundarios monómeros; 2) la segunda comprende la degradación aerobia y lenta de compuestos recalcitrantes del humus como: celulosa, lignina, fenoles, grasas, ceras, taninos y cutinas entre otros. Ésta se lleva a cabo por hongos septados (*Ascomycetes*, *Basidiomycetes* y *Actinomycetes*) de crecimiento lento que establecen un contacto más estrecho con el sustrato y presentan un metabolismo más especializado (Wieder y Lang, 1982; Swift y Anderson, 1989; Begón *et al.*, 1999; Prescott, 2005a) que los desintegradores anaerobios.

La descomposición de la materia orgánica ha sido mejor estudiada en los ecosistemas tropicales constituyéndose un modelo (Singh y Gupta, 1977; Swift y Anderson, 1989; Berg y Mc Clagherty, 2008). Este modelo ocurre en tres distintos micro-habitats, la cobertura, el mantillo y el suelo, donde se dan cambios que incluyen: 1) **trituration**, fraccionamiento de los tejidos por consumo o pisoteo de la fauna y por la acción abrasiva de factores físicos como el viento que en el caso de las hojas superficiales del mantillo provocan que estas se fracturen y rompan en pequeños fragmentos, principalmente en la época de secas; 2) **lixiviación**, pérdida de los compuestos más solubles por medio de las corrientes de agua, que puede iniciarse incluso antes de la abscisión; 3) **catabolismo**, incluye a la mineralización y la humificación.

La **mineralización** es la transformación enzimática que realiza la microbiota (bacterias y hongos) de los compuestos orgánicos a su forma inorgánica -carbono orgánico a dióxido de carbono, fósforo orgánico a fosfato, o nitrógeno de las proteínas a iones de amonio-, principalmente cuando existe humedad, de modo que puedan volver a ser utilizados por las plantas, lixiviados fuera del sistema o liberados a la atmósfera y completarse así el ciclo de nutrientes. La **humificación**, es la transformación de forma directa de la materia orgánica en humus por mecanismos biológicos y/o químicos (Prescott, 2005a).

El suelo es el sitio donde ocurre la más alta descomposición por las condiciones microambientales consecuencia de la interface suelo-atmósfera y el contacto restos de la planta-suelo (Martínez-Yrizar *et al.* 1996 Prescott, 2005a). La importancia ecológica de este proceso se encuentra en sus productos finales: 1) la liberación de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg) al sistema mediante la acción de organismos desintegradores, parte de los cuales serán disponibles y reciclables por la vegetación (Swift *et al.*, 1979, Prescott, 2005a; Berg y Mc Clagherty, 2008), y el ciclaje de nutrientes que permite mantener la fertilidad del sitio (Swift *et al.*, 1979; Prescott, 2005b), 2) el mantenimiento del almacén de C en el suelo ya que contribuye con el 70% de flujo de C anual (Couteaux *et al.*, 1995; Chapin *et al.*, 2002; Berg y Mc Clagherty, 2008), 3) la formación de nuevo suelo mediante la humificación (Chapin *et al.*, 2002; Berg y Mc Clagherty, 2008), 4) fuente de energía, manteniendo la productividad del sitio (Prescott, 2005b) y, 5) el aporte de nutrientes para invertebrados y microorganismos que

participan en su fraccionamiento y descomposición (Chapin *et al.*, 2002). Con la tasa de descomposición pueden establecerse comparaciones entre las capacidades de diferentes especies o sistemas para recircular y acumular los nutrientes. Diferentes tasas de descomposición de ecosistemas y especies tropicales han sido documentadas (Sundarapandyan y Swamy, 1999) y sus tasas de pérdida son expresadas por la constante K que indica la fracción de la cantidad de materia orgánica almacenada que se pierde por unidad de tiempo (Olson, 1963).

### 3.3 Nutrientes minerales del suelo

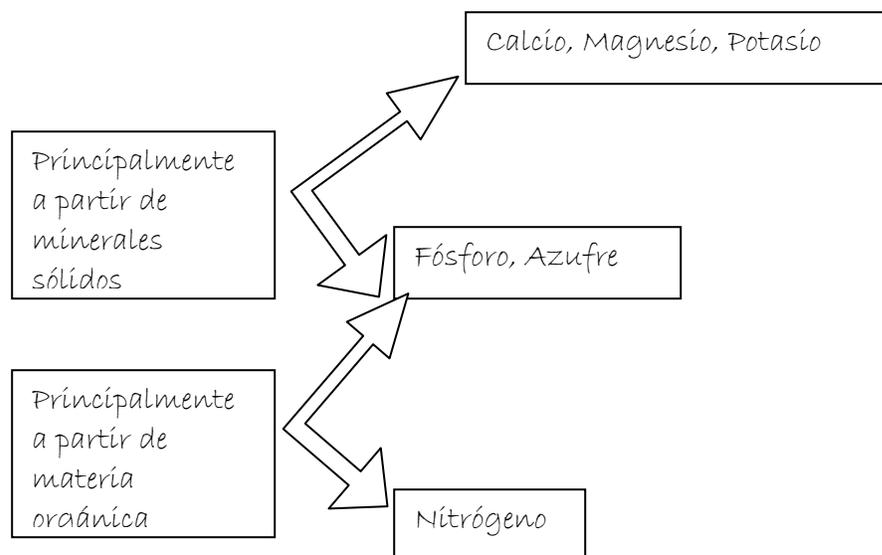
Un nutriente mineral tiene una función específica y esencial en el metabolismo de una planta (Marschner, 1995). Se han reconocido 16 nutrientes fundamentales para el crecimiento de las plantas, tres de ellos, Carbono, Hidrógeno y Oxígeno son administrados por el agua y el aire. Los trece restantes se agrupan en seis macronutrientes (N, P, S, Ca, Mg y K), necesarios en grandes cantidades, y siete micronutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) de los que las plantas solo necesitan pequeñas porciones (Jones, 1998).

Las distintas formas de utilizar los elementos son, según Marschner (1995) y Jones (1998):

- *Para formar parte de unidades estructurales, carbono en la celulosa o el nitrógeno en las proteínas.*
- *Para incorporarlos en moléculas orgánicas importantes para el metabolismo, como el magnesio en la clorofila o el fósforo en el ATP.*
- *Para utilizarlos como activadores enzimáticos, en el transporte de electrones, como el potasio.*
- *En los iones para contribuir a mantener el equilibrio osmótico.*

Los macronutrientes se clasifican de acuerdo a la fuente principal de suministro, ya sea la materia mineral o la descomposición de la materia orgánica del suelo (Figura 1).

Figura 1. Clasificación de macronutrientes según la fuente principal de suministro, modificada de Barajas-Guzmán, 1992.



Cada nutriente sólo se encuentra disponible para las plantas en una pequeña porción, el resto se halla firmemente ligado a la fracción mineral y a la materia orgánica, inaccesible mientras no sea afectada por la descomposición (Comerford, 2005).

Las plantas absorben los nutrientes del suelo en forma iónica, el calcio, magnesio y potasio son absorbidos como cationes  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  y estos se hallan almacenados en la superficie de las partículas de arcilla y humus, en donde existe un intercambio entre estos y los que se encuentran disueltos en el agua del suelo (Jones, 1998; Comerford, 2005).

Las formas de los aniones utilizables que provienen de las porciones estructurales de los materiales orgánicos descompuestos durante el año son: el nitrógeno en forma de  $\text{NO}_3^-$ , el fósforo principalmente como  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  y el azufre en forma de  $\text{SO}_4^{2-}$  son elementos constitutivos de la materia orgánica. Aproximadamente el 95% del nitrógeno total, del 5 al 60% del fósforo total y del 10 al 80% del azufre total del suelo se encuentran presentes en la materia orgánica. Las plantas pueden obtener estos tres nutrientes principalmente después de la descomposición biológica (Barajas-Guzmán, 1992; Jones, 1998; Figura 1).

### 3.3.1 Liberación de nutrientes

El suelo proporciona a las plantas varios elementos esenciales para su crecimiento: el soporte mecánico, los nutrientes, el agua y el oxígeno para la respiración de las raíces (Comerford, 2005). Los nutrientes minerales son derivados de la intemperización de la roca madre, de la lixiviación de las partes aéreas de la planta por acción de la lluvia, de la herbivoría y la caída de las partes muertas de la planta (Platt, 1988). Las plantas absorben estos nutrientes por medio de sus raíces y luego estos son trasladados e incorporados a sus tejidos donde son acumulados por una fuerte reabsorción, que implica retirar los nutrientes de las hojas senescentes y otras partes de la planta antes de la abscisión, permitiendo a la planta usar la misma unidad de nutriente para crear sucesivamente otras hojas o partes de la planta (Vitousek, 1982). Cuando la planta o parte de ella muere, se inicia la descomposición de la materia vegetal y los elementos que la componen regresan al suelo donde vuelven a ser disponibles (Swift *et al.*, 1979). La liberación de los nutrientes ocurre de forma gradual, puede implicar su lixiviación y por tanto pérdida del sistema (Platt, 1988).

El retorno anual de la materia orgánica en forma de hojarasca, es una de las condicionantes más importantes en la renovación del ciclo de nutrientes (Palma *et al.*, 2000), por lo que las concentraciones de nutrientes foliares proveen una alternativa para medir los nutrientes disponibles de un ecosistema tropical (Vitousek, 1984). La acumulación de hojarasca va a depender de la cinética de la descomposición (Prause *et al.*, 2003) y ella determina la eficiencia con la que los nutrientes retornan a las plantas (Palma *et al.*, 2000),

mediante la sincronización entre el tiempo de su liberación, su retención por parte del suelo y la demanda por las plantas (Swift y Anderson, 1989).

### 3.4 Calidad del recurso

La calidad del recurso es definida como la susceptibilidad de la materia orgánica de ser degradada (Swift y Anderson, 1989), que depende de la composición química y estructura física de los materiales orgánicos (Swift *et al.*, 1979). Tal es el caso del grado de lignificación, la composición en términos de los macro y micronutrientes, el contenido de moléculas orgánicas solubles o compuestos lábiles, recalcitrantes y la presencia de moléculas alelopáticas o estimuladoras en concentraciones biológicamente significativas (Swift y Anderson, 1989).

La calidad del recurso depende de la forma de vida y las condiciones ambientales bajo las cuales se desarrollan las especies, así como de las estrategias ecológicas de las plantas en la asignación de C y N para su crecimiento o protección contra herbívoros (Xuluc y Tolosa *et al.*, 2003). Las hojas tienen un tejido de más alta calidad que las ramas ya que poseen menores contenidos de lignina, más nutrientes y pocos polifenoles.

La importancia de la calidad del recurso como regulador de los procesos de descomposición es el control de la liberación de nutrientes y la síntesis de húmus (Swift y Anderson, 1989). La calidad del recurso es muy importante en cualquier etapa de la descomposición, ya que la diferencia de algún elemento puede limitar la actividad microbiana impidiendo la liberación de nutrientes (Singh *et al.*, 1989).

Los índices de calidad del recurso son relaciones de cantidad y calidad de los compuestos lábiles (rápida descomposición) respecto a los recalcitrantes (lenta descomposición). Algunos de los índices de calidad del recurso más empleados como predictores de la descomposición, y que a su vez se basan en la composición química inicial son: la concentración de N o el cociente C/N (Swift *et al.*, 1979; Swift y Anderson, 1989; Xuluc y Tolosa *et al.*, 2003; Hairiah *et al.*, 2006; Carrera *et al.*, 2009), la concentración de lignina (Meentemeyer, 1978; Duong *et al.*, 2009), relación lignina/N (Melillo *et al.*, 1989; Aerts, 1997; Carrera *et al.*, 2009), lignina + celulosa, cociente holocelulosa a ligno-celulosa y concentración de P o relación C/P (Swift *et al.*, 1979).

#### 3.4.1 El cociente C/N

El cociente C/N es un índice de calidad del recurso que permite predecir parcialmente la descomposición y la respectiva tasa de liberación de nutrientes (Swift *et al.*, 1979). Este ha sido empleado en muchos estudios para caracterizar el funcionamiento de los ecosistemas en la calidad del material orgánico de las especies (Carnevale y Lewis, 2001; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003; Sachman, 2004; Hairiah *et al.*, 2006; Lemma *et al.*, 2007; Carrera *et al.*, 2009; Duong *et al.*, 2009).

Los residuos son más palatables y nutritivos a medida que el cociente C/N se reduce (Duong *et al.*, 2009), si el cociente C/N es menor de 40 o la concentración de N es mayor de 2.5%, se considera de alta calidad porque el N puede ser liberado y el material descompuesto más rápidamente, pues la materia orgánica es más palatable para los desintegradores (Singh y Gupta, 1977; Hairiah *et al.*, 2006). Si el cociente C/N es mayor de 75 se considera que la materia orgánica es de baja calidad, porque el N es inmovilizado en la microbiota desintegradora y es menos asimilado por las plantas, con una menor descomposición por tener la materia orgánica compuestos resistentes con altos contenidos de lignina (Meentemeyer, 1978; Martínez-Yrizar, 1980; Melillo *et al.*, 1989). La materia orgánica es considerada de calidad intermedia cuando los valores son mayores que 40 y menores que 75 (Vitousek, 1982; Xuluc y Tolosa *et al.*, 2003).

### 3.5 Efecto de las características de las especies en el ciclaje de nutrientes

En varios estudios se ha evaluado como las especies pueden modificar el ciclaje de nutrientes (Hobbie, 1992; Binkley y Giardina, 1998; Vitousek y Hooper, 1998; Galicia y García-Oliva, 2004). Se dice que la composición del suelo forestal difiere un 20% por efecto de las especies que crecen en el mismo sitio, la producción de hojarasca y contenido de N comunmente difiere de 20 a 30%, de modo que un solo árbol puede afectar al suelo en un área de 10 m o más a su alrededor, en un periodo de décadas, periodo corto pero suficiente para producir efectos de retroalimentación en las condiciones físicas de los árboles, así como en el suelo por la acumulación de materia orgánica y nutrientes (Binkley y Giardina, 1998). De este modo, el papel de las especies arbóreas en el ciclo de nutrientes refleja la habilidad de cada especie en la rehabilitación del suelo, porque modifican el microclima y los factores físicos, químicos y biológicos del mismo. Algunos de los beneficios de las especies arbóreas son: Protección contra la erosión eólica o hídrica, recarga de nutrientes, incremento en el microclima, control en la captación de agua (Tomar *et al.*, 2003).

Una sola especie vegetal tiene un papel importante para determinar la fertilidad del suelo de un sitio natural favoreciendo determinada dinámica de nutrientes, que depende de la cantidad del material reciclable y de su tasa de descomposición (Hobbie, 1992). Al existir diferentes especies arbóreas se modifica la calidad y la cantidad de la hojarasca, creando gradientes que incrementan la fertilidad del sitio y modifican la comunidad de desintegradores (Galicia y García-Oliva, 2004). Esta modificación depende de cómo las especies utilizan los nutrientes, su historia de vida, el tipo de metabolismo y su respuesta al medio (Binkley y Giardina, 1998).

*El efecto de las especies caducifolias y perennes.* Las hojas de árboles caducifolios generalmente se descomponen rápidamente. Algunos estudios demuestran que las especies caducifolias tienen concentraciones más altas de N (Carrera *et al.*, 2009), P, Ca y Mg (Haase, 1999), son más eficientes en el uso de recursos

(Kushwaha y Singh, 2005) que las especies perennifolias o esclerifolias, presentan una mayor producción de hojarasca (Haase, 1999; Carrera *et al.*, 2009), una liberación más rápida de nutrientes y una mayor susceptibilidad al ataque de insectos; ello constituye un importante mecanismo para la liberación de nutrientes (Platt, 1988).

Las hojas de especies perennes o siempre verdes tienen vida más larga y por tanto tasas de descomposición más bajas que las hojas de especies caducifolias (Platt, 1988; Sarasola y Vera, no publ.). El costo energético de hojas perennes es mayor al estar expuestas más tiempo y por lo tanto, invierten una gran cantidad de energía en mecanismos de protección -cutina más gruesa y superficie serosa- contra los herbívoros o la lixiviación foliar, pero disponen de tiempo suficiente para pagar el costo y exportar fotosintatos a otras partes de la planta (Meave del Castillo, 1987). Incluso algunas plantas de hojas siempre verdes pueden retranslocar sus nutrientes a sus ramas antes de su caída, especialmente P, N y K. Sin embargo estas hojas representan un sistema de baja liberación y retorno de nutrientes al suelo con una mayor conservación de nutrientes en la biomasa (Platt, 1988).

*El efecto de la senescencia de las hojas.* La senescencia es el proceso final de la vida de una hoja cuando esta no muere por daño físico. Bajo condiciones de sequía debido a la diferencia de potencial hídrico entre suelo y planta, la tasa de senescencia de las hojas se incrementa y el área foliar fotosintética se reduce. La falta de recursos en el interior de la planta promueve la competencia entre los órganos de la misma y da lugar a la abscisión, además durante la senectud se observa un decremento en el contenido de nutrientes en la hoja que da lugar a una baja en la tasa fotosintética (Adicott, 1978). De tal modo cuando una hoja cae ya tiene determinadas concentraciones de nutrientes, estas concentraciones dentro de individuos de determinada especie pueden variar de año a año dependiendo de los efectos climáticos en el tiempo de senescencia de la hoja y el grado de translocación de los compuestos solubles o reabsorción de los nutrientes antes de la abscisión de la hoja (Meentemeyer, 1978; Aerts y Chapin, 2000). Esta translocación puede ejercer un importante control sobre la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de N en el suelo (Carrera *et al.*, 2009).

*El efecto de las especies fijadoras de Nitrógeno.* Las especies fijadoras de N son generalmente pertenecientes a la familia Fabaceae, que comúnmente mantienen una simbiosis con bacterias pertenecientes a los géneros *Rhizobium* y *Bradyrhizobium* (Burdman *et al.*, 1998), capaces de convertir el N<sub>2</sub> atmosférico en formas asimilables para las plantas (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Mayea *et al.*, 1998). A esta asociación es a la que se le atribuye el éxito ecológico de estas plantas. Burdman *et al.* (1998) plantean que entre los distintos sistemas biológicos que son capaces de fijar N<sub>2</sub> atmosférico, la simbiosis *Rhizobium*-leguminosa contribuye con la mayor cantidad de nitrógeno disponible al ecosistema, por la aceleración del ciclaje de N (Forrester *et al.*, 2006).

Através de las especies fijadoras se reduce la acumulación de N inorgánico en suelos desnudos e incrementa el suministro de N (cerca de 50 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) disponible al suelo (Vitousek y Hooper, 1998), se mejoran las condiciones del suelo para el crecimiento de especies no fijadoras (Binkley y Giardina, 1998; Forrester *et al.*, 2006), el N puede ser transferido de las especies fijadoras de N a las no fijadoras vía la descomposición del mantillo y la subsecuente mineralización del N orgánico (Forrester *et al.*, 2006), también se da un efecto significativo sobre la disponibilidad de P por la demanda de este nutriente (Vitousek y Howarth, 1991) y es posible la toma de otros recursos del suelo (Binkley y Giardina, 1998). Binkley y Giardina (1998) han encontrado como mínimo 10 estudios en los que se constatan altas tasas de ciclaje de nutrientes en la hojarasca de especies fijadoras de N que bajo no fijadoras de N.

### 3.6 El papel de la hojarasca y el mantillo en el mejoramiento del suelo.

La estabilidad del ecosistema depende del flujo de nutrientes entre los componentes bióticos y abióticos, vía los procesos de producción y descomposición de la biomasa integrados a los factores climáticos (Meentemeyer y Thompson, 1982; Montagnini y Jordan, 2005). Cuando se ha destruido la vegetación original ocurre una pérdida del suelo y nutrientes ya que es la vegetación la que mantiene los mecanismos de control de los mismos, y si no se permite su regeneración, los nutrientes del suelo no se retienen y se pierden por lixiviación en las corrientes de agua (Bradshaw y Chadwick, 1980; Forrester *et al.*, 2006), por erosión eólica, por evapotranspiración y por volatilidad (Carrera *et al.*, 2009) a través del tiempo.

El aumento en la cantidad y calidad de hojarasca recién integrada al suelo produce cambios en la liberación de nutrientes ya que el aporte de materia orgánica mejora las interacciones bióticas que repercuten en el flujo y el aprovechamiento de los nutrientes (Delgado-Carranza, 1998). En un suelo con mantillo acumulado en su superficie, el aporte permanente de nutrientes al suelo estará garantizado si existen mecanismos de descomposición que permitan el reciclamiento de nutrientes (Montagnini *et al.*, 1993). Con el mantillo además se mejora el microclima, ya que se protege al suelo de la radiación solar directa que permite una capacidad amortiguadora de las fluctuaciones de temperatura y disminución en la evapotranspiración de nutrientes, disminuye la erosión por ofrecer cobertura y protección al suelo que permite interceptar la lluvia (Olyphant y Harper, 1995; Ziegler y Giambelluca, 1998) y origina una mayor heterogeneidad ambiental a pequeña escala creando diferentes sitios de regeneración, que indirectamente favorece el crecimiento de las plántulas de árboles o arbustos (Facelli, 1994).

Por lo tanto, es importante considerar la cantidad y calidad de mantillo producido en el diseño de proyectos de restauración con suelos degradados (Montagnini *et al.*, 1993) con la finalidad de que los procesos

naturales puedan operar, se revierta y se mejoren las condiciones de vida de las especies nativas. En muchos casos, tanto en áreas agrícolas como de restauración ecológica, se recomienda el uso de algún mantillo para incrementar la disponibilidad de nutrientes, la retención de humedad y de suelo, especialmente mantillos con altas concentraciones de N o de leguminosas. A esta aplicación de mantillo se le conoce como abono verde (Byard *et al.*, 1996) que aumenta la fertilidad del suelo y favorece el crecimiento inicial de las plántulas (Vazquez-Yanes *et al.*, 1990).

## IV OBJETIVO E HIPÓTESIS

### 4.1 Objetivo

Comparar la producción de hojarasca, las tasas de descomposición de la materia orgánica y la calidad del recurso de cuatro especies arbóreas (*Crescentia alata*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*) y determinar a través de estas características, cuales especies son las más promisorias para el mejoramiento de suelos degradados.

**Los Objetivos particulares que se fijaron fueron los siguientes:**

- Cuantificar y comparar la producción anual de hojarasca aportada por las especies: *Crescentia alata*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce* en una plantación con 10 años de edad.
- Conocer la proporción y establecer los patrones temporales de cada uno de los componentes de la hojarasca (hojas, ramas, flores y frutos) y su relación con los eventos climáticos (temperatura y precipitación) del año de estudio.
- Determinar la contribución relativa de cada especie a la producción total anual de hojarasca.
- Evaluar la concentración de nutrientes de la hojarasca foliar durante la época seca y húmeda.
- Obtener las tasas de descomposición (constante anual de descomposición,  $k$ ) de cada una de las especies de estudio por medio del modelo exponencial negativo.
- Evaluar la dinámica de los nutrientes N y C y del cociente C/N de las cuatro especies durante el proceso de descomposición.
- Determinar el efecto de la calidad del recurso (C/N) en la descomposición de la hojarasca foliar de las cuatro especies.
- Inferir el valor potencial de cada especie en el mejoramiento de suelos degradados.

### 4.2 Hipótesis

- Se espera una producción de hojarasca distinta para cada una de las especies, con diferencias en sus componentes y un mayor aporte de la fracción foliar.
- Se espera una mayor producción de hojarasca en la estación seca.
- Se esperan diferencias en las concentraciones de nutrientes entre especies y entre la estación de secas y de lluvias.
- Se espera que la leguminosa con la más alta calidad de mantillo (baja relación C/N), sea la que se descompone más rápido por su alto contenido de N.

- Se espera un decremento en el N, C y cociente  $C/N$  a lo largo del proceso de descomposición para todas las especies.

## V SITIO DE ESTUDIO

### 5.1 Descripción del área de estudio

*Ubicación y clima:* El estudio fue realizado en el Campo Experimental Zacatepec, Morelos (CEZACA) perteneciente al Centro de Investigaciones Forestales y Agropecuarias (CIFAP), dependiente del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP). El Centro está ubicado a 18 ° 92' de latitud Norte y 99° 12' de longitud Oeste, a una altitud de 920 msnm (Ornelas *et al.*, 1990).

De acuerdo a la clasificación de Köpen, modificada por García (1987), el clima del área de influencia del Campo Experimental es del tipo Aw<sup>o</sup>(w)(i)g, considerado el más seco de los cálidos subhúmedos, con lluvias en verano y un porcentaje de precipitación invernal menor del 5% de la lluvia total anual. La precipitación total anual es de 918.98 mm. El periodo más seco del año va de noviembre a abril (38.55 mm) y el más húmedo de mayo a octubre (880.40 mm). La temperatura media anual de la región es de 24.1 °C, la temperatura media del mes más frío (diciembre) es de 19.18 °C, y del mes más caliente (mayo) es de 27.93 °C (Figura 2).

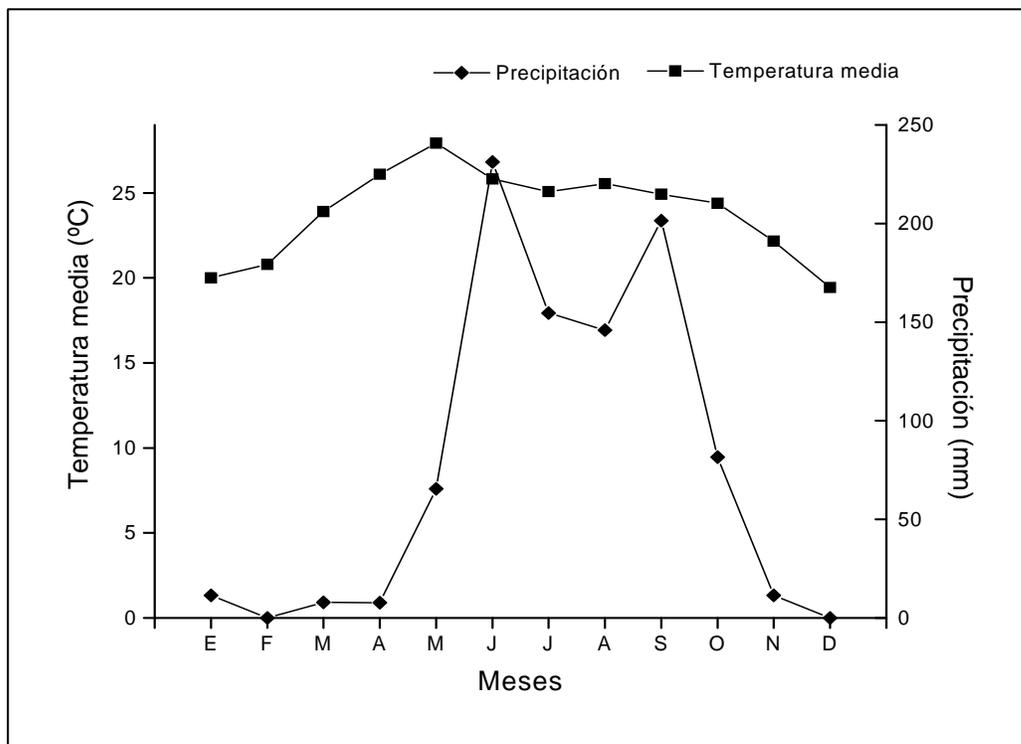


Figura 2. Temperatura media y precipitación mensual durante el 2003 y 2004 del "Campo Experimental Zacatepec Morelos" (CEZACA) INIFAP, datos tomados en la Estación meteorológica del mismo sitio.

*Suelo.*- Según la clasificación de la FAO-UNESCO (1990) el suelo es un vertisol caracterizado por presentar textura arcillosa (48.8%) con alto contenido de arcilla montmorillonítica expandible (2:1), y un pH neutro (7.3). Sus materiales originales incluyen rocas sedimentarias, calcáreas, rocas ígneas básicas, basaltos,

cenizas y aluviones de esos materiales. Por lo general, los vertisoles están limitados en su mayor parte a terrenos con pendiente de 1 a 8%. La estructura y las amplias grietas son sus características más sobresalientes. En la mayoría de los casos, la superficie muestra grandes bloques o estructura prismática (Cuenca-Adame, 2000). Durante la estación seca este tipo de suelo se agrieta hasta la superficie debido a la contracción de arcillas dilatables (2:1) llegando a profundidades de un metro o más. Mientras están abiertas, cae en ellas material de la superficie al suelo. El material superficial del terreno puede ser desalojado por diversos mecanismos, tales como las actividades de los animales, el viento o el agua. Al comienzo de la temporada de lluvias, las arcillas se hidratan y vuelven a dilatarse. Al efectuarse la expansión, las grietas se cierran; sin embargo, debido al material extra que se encuentra en las partes inferiores del perfil se requiere un volumen mayor y el material dilatante se comprime y hace que se deslicen los agregados, unos contra otros, desarrollando una estructura de bloque angular. Esta expansión ondula el terreno formando el microrelieve que se conoce como gilgai (Porta *et al.*, 1994). Los elevados contenidos de arcillas y la baja permeabilidad asociada de estos suelos cuando están húmedos los hace convenientes para el establecimiento de plantas que requieren retención de agua superficial, con raíces vigorosas y extensas que les ayuden a soportar la expansión y agrietamiento de los suelos, la débil estructura y el pobre drenaje interno (Cuenca-Adame, 2000).

Las concentraciones de N de los vertisoles (menores a 0.17 %) dependen de la concentración y calidad de la materia orgánica. La respuesta al N es mayor en estaciones con lluvias bien distribuidas y cuando hay deficiencias de otros elementos, particularmente P. Reportes de investigación han mostrado que existe una respuesta al P solamente donde éste elemento disponible es menor a 2.5 ppm. Es un suelo extremadamente rico en K, en el que las cantidades de Ca y Mg no son consideradas limitantes para el crecimiento de las plantas (Cuenca-Adame, 2000).

*Vegetación.* - El tipo de vegetación representativa de la zona de estudio es de selva baja caducifolia que se caracteriza porque la mayoría de sus árboles pierden sus hojas durante la época seca del año, que contrasta con su verdor en la temporada lluviosa (Boyas, 1994; Trejo y Dirzo, 1994). Este tipo de vegetación ocupa el 65 % del territorio nacional (Trejo y Dirzo, 1994) y más del 30% de la superficie del estado de Morelos (Boyas, 1994). Además, posee una alta diversidad florística solamente superada por el bosque tropical perennifolio y es el segundo ecosistema con mayor productividad primaria neta (Boyas, 1994). Florísticamente las familias mejor representadas son: la *Leguminosae*, *Burseraceae* y *Euphorbiaceae* (Trejo y Dirzo, 1994). Según el *Diagnostico forestal del Estado de Morelos* (SAGARPA-INIFAP, 2001) las especies de la flora de la selva baja caducifolia más utilizadas por la población de este estado son: *Amphipterygium adstringens*, *Crescentia alata*, *Pithecellobium dulce*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala*, *Lysiloma acapulcensis*, *Prosopis laevigata*, *Bursera bipinnata* y *Ceiba parvifolia*.

## 5.2 Descripción de las especies estudiadas

*Crescentia alata* Kunth (1819)

(*Bignonaceae*)

**Nombre común:** *Cirián, tecomate, cuatecomate.*

Árbol o arbusto caducifolio de 4 a 8 m (hasta 18 m) de altura de lento crecimiento (Huante *et al.*, 1995). Copa deprimida o abierta (no existe propiamente una copa). Hojas compuestas o simples en cada fascículo, las hojas compuestas son 3-foliadas y las hojas simples son más pequeñas. Tronco con las ramas torcidas o ramas gruesas alargadas, casi horizontales, de crecimiento indefinido. Los frutos a menudo se originan del tronco o de las ramas gruesas. Su flor es una inflorescencia cauliflora con una o dos flores nacidas en ramas más largas o en el tronco; flores con un olor a almizcle; cáliz dividido en dos lóbulos; corola de color canela, tubular campanulada, carnosa de 4 a 6.5 cm de largo. Su fruto es un pepo o calabaza más o menos esférico, de 7 a 10 cm (hasta 15 cm) de diámetro con semillas pequeñas, delgadas, de color castaño, 6 a 7 mm de largo por 7 a 9 mm de ancho repartidas en la pulpa del fruto. Su sistema radical es profundo.

Se le encuentra en la región costera desde Baja California, Sonora y Sinaloa a Oaxaca y Chiapas, Tabasco, Campeche, Yucatán, Veracruz y poco frecuente en la Depresión Central: México, Morelos, Michoacán y Puebla.

Prospera en áreas abiertas tipo sabana, propia de tierras planas bajas, cañadas, en las selvas bajas subcaducifolias que bordean los lechos secos de arroyos y en las selvas bajas caducifolias que cubre las serranías.

**Ecología:** Especie secundaria de crecimiento lento, resistente a sequías y fuego, tolerante a suelos con mal drenaje.

**Usos:** leña, construcción, implementos agrícolas, sillas de montar, comestible, forrajeo, sombra, ornamental, medicina tradicional, artesanal (maracas), tutor y utensilios domésticos.

*Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg. (1892).

(*Leguminosae*)

**Nombre común:** *Palo dulce, rosilla, palo cuate, vara dulce.*

Árbol o arbusto de 6 a 9 m de altura, caducifolio, con hojas alternas, compuestas, pinnadas, de 6 a 9 cm de largo, folíolos de 10 a 15 pares por hoja, elípticos, de 7 a 13 mm de largo por 3 a 5 mm de ancho, con glándulas resinosas aromáticas. Tallos ramificados color café oscuro. Sus flores son inflorescencias dispuestas en racimos espigados terminales o subterminales de 5 a 7 cm de largo; cáliz campanulado de 2.5 a 3 mm de largo, 5-lobulados; corola blanca formada por 5 pétalos libres de 5 mm de largo por 1.3 a 2 mm de ancho, oblongos. Su

fruto es una vaina ligeramente curvada, atenuada en el ápice, pubescente o subglabra, de 7 a 9.5 mm de largo, con el estilo persistente, frágil e indehiscente, provista con glándulas; cada vaina contiene una semilla.

Ampliamente distribuida en la vertiente del Golfo y Pacífico y en la parte central del país.

**Ecología:** Especie secundaria. Puede crecer en suelos erosionados así como en terrenos pedregosos y de suelo somero con gran tolerancia a la sequía, a los suelos salinos, alcalinos y yesosos. Fijadora de N.

**Usos:** leña, construcción, forrajeo, medicinal, artesanal y utensilios domésticos.

*Leucaena leucocephala (Lam) de Wit subsp. glabrata (Rose) S. Zárate (1987).*

*(Luguminosae, mimosaceae)*

**Nombre común:** Guaje.

Árbol o arbusto semicaducifolio, de 3 a 6 m (hasta 12 m) de altura de rápido crecimiento. Copa redondeada, ligeramente abierta y rala. Hojas alternas, bipinnadas, de 9 a 25 cm de largo, verde grisáceas y glabras; folíolos de 11 a 24 pares, de 8 a 15 mm de largo, elípticos y algo oblicuos. Tronco usualmente torcido y se bifurca a diferentes alturas. Ramas cilíndricas ascendentes. Sus flores son cabezuelas con 100 a 180 flores blancas o cremas, de 1.2 a 2.5 cm de diámetro que aparecen en ramitas terminal o lateralmente (Parrotta, 1992); flor de 4.1 a 5.3 mm de largo; pétalos libres; cáliz de 2.3 a 3.1 mm. Su fruto es una vaina de 11 a 25 cm de largo por 1.2 a 2.3 cm de ancho, verde cuando tierna y café cuando madura, conteniendo de 15 a 30 semillas. Sus semillas son ligeramente elípticas de 0.5 a 1 cm de largo por 3 a 6 mm de ancho, aplanadas, color café brillante. Raíz profunda y extendida.

Es una especie de amplia distribución en las regiones tropicales y subtropicales del país. Distribuida en la vertiente del Golfo, desde Tamaulipas hasta Yucatán y Quintana Roo y en la vertiente del pacífico desde Sinaloa hasta Chiapas. Forma parte de la selva baja caducifolia y subcaducifolia.

Buena productora de materia orgánica por lograr producciones anuales de 23 Mg ha<sup>-1</sup>, en densidades de 66,600 árboles ha<sup>-1</sup> y cosechas a intervalos de 60 días. Tiene capacidad para formar follaje fácilmente. Sus hojas tienen un alto contenido de nitrógeno (4.3 % peso seco). Se pueden llegar a cosechar hasta 50 Mg ha<sup>-1</sup> de hojas y vainas verdes. La hojarasca presenta una rápida descomposición. Ha sido empleada extensivamente a través de los trópicos en plantaciones y sistemas agroforestales en Costa Rica, Puerto Rico (Parrotta, 1992).

**Ecología:** Especie pionera de amplia distribución. Común en todo tipo de suelos, pero crece mejor en suelos fértiles, de neutros a poco alcalinos (pH 6.0 a 7.5; Parrotta, 1992) y bien drenados (Glumac *et al.*, 1987). Se adapta a condiciones limitantes, tolera contaminación severa del aire (Parrotta, 1992). Crecimiento rápido. Competitiva en condiciones de estrés y fijadora de N. Tolerante a la sequía. Restauradora de suelos erosionados

por su raíz pivotante bien desarrollada y profunda (Parrotta, 1992) y adaptación a terrenos accidentados y rocosos. Resistente a podas y ramoneo.

**Usos:** combustible, papel, construcción, comestible (Perez- Negron y Casas, 2007), artesanal, medicinal, colorante, sombra, ornato, forrajero, ganadero, melifera (Parrotta, 1992), agroforestería, abono orgánico, recuperación de tierras y reforestación.

*Pithecellobium dulce (Roxb) Benth.* (1844).

(*Leguminosae*)

**Nombre común:** Guamúchil, Huamuchil.

Árbol o arbusto, espinoso, perennifolio, de 5 a 22 m de altura, de rápido crecimiento (Huante *et al.*, 1995), con ramas provistas de espinas. Copa piramidal o alargada, ancha y extendida (diámetro de 30 m), muy frondosa. Hojas en espiral, aglomeradas, bipinnadas, de 2 a 7 cm de largo, con un par de folíolos primarios, cada uno con un par de folíolos secundarios sésiles; haz verde pálido mate. Tronco derecho. Ramas delgadas y ascendentes provistas de espinas. Sus flores son inflorescencias axilares de 5 a 30 cm de largo, panículas péndulas de cabezuelas tomentosas, cada cabezuela sobre una rama de 2 a 5 mm; cabezuelas de 1 a 1.5 cm de diámetro; flores pequeñas ligeramente perfumadas, actinomorfas, blanco-cremosas o verdes. Cada panícula está compuesta de 10 a 20 cabezuelas (Parrotta, 1991). Sus frutos son vainas delgadas de hasta 20 cm de largo por 10 a 15 mm de ancho, dehiscentes, enroscadas, tomentosas, péndulas, rojizas o rosadas, constreñidas entre las semillas. Se abren por ambos lados para liberar numerosas semillas, por lo general de 5 a 12 (Parrotta, 1991). Las semillas son de 7 a 12 mm de largo, ovoides aplanadas, morenas, rodeadas de un arilo dulce, amarillo, blancuzco o rosado. Sistema radical extenso sobre todo en aquellas áreas donde la precipitación es baja.

Es de amplia distribución en las zonas tropicales del país. En el Golfo: Tamaulipas, San Luis Potosí, Hidalgo, Querétaro, norte de Veracruz y parte más seca de la Península de Yucatán; en el Pacífico: desde Baja California y Sonora, hasta Chiapas, incluyendo la Cuenca del Balsas. Forma parte del Selva baja caducifolia y bosque tropical espinoso.

**Ecología:** Especie pionera de amplia distribución, muy adaptable. Resistente a sequía y fuego. Tolerante a suelos arcillosos, someros, salinos, inundables, rocosos de piedra caliza, pobres y erosionados (Parrotta, 1991). Crecimiento y establecimiento rápidos y vigorosos. Competitiva y fijadora de N.

**Usos:** combustible, construcción, maderable, cortante, implementos agrícolas, comestible, forrajero, aromatizante, colorante, cosmético (manufactura de jabones), medicinal, tutor, melífero, ornato, sombra, reforestación y cerca viva (Pérez-Negron y Casas, 2007). Las características de las especies estudiadas fueron tomadas de Batis *et al.* (1999) y Cervantes *et al.* (2001) solo para *E. polystachya* y *P. dulce*.

## VI MÉTODOS

### 6.1 Distribución de las especies en la plantación

La plantación forestal empleada en este estudio fue establecida por personal del INIFAP del 28 de Octubre al 4 de Noviembre de 1993, dentro del Campo Experimental Zacatepec (CEZACA), en un área de 3 198 m<sup>2</sup>, con el fin de estudiar la fenología de 6 especies prioritarias de SBC (*Amphipterygium adstringens*, *Crescentia alata*, *Dodonea viscosa*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*) así como buscar soluciones para la problemática de especies que han sido sobreexplotadas, principalmente para la obtención de leña, postes y madera (Boyas *et al.*, 1988; Cervantes-Sánchez, 1993 y 1994). El acomodamiento de las especies consiste en 8 bloques, cada bloque formado por 6 hileras separadas a una distancia de 3 m y cada hilera por 10 individuos de la misma especie separados por una distancia de 2 m. En este estudio se evaluaron solamente 4 de las especies arbóreas de la plantación (*Crescentia alata*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*). El criterio de selección fue que los individuos de estas especies presentaban condiciones de mayor sobrevivencia (Figura 4).

### 6.2 La producción de hojarasca

#### 6.2.1 Diseño experimental

Para medir la producción anual de hojarasca se emplearon 64 trampas de 60 x 60 cm (0.36 m<sup>2</sup>) y 1 m de altura, compuestas por un soporte metálico de alambra y un colector de tela plástica (malla de 1 mm) con forma de embudo (Finotti *et al.*, 2003; Figura 3).

Dicho tamaño de malla resulta más pequeña que cualquier elemento de la hojarasca, por lo que no ocurren pérdidas importantes a través de ésta y además permite el drenaje, lo que evita la descomposición del material entre una y otra colecta.

Las trampas fueron colocadas al azar dentro de la hilera correspondiente a la especie de estudio y de manera que el embudo no tocara el suelo y no interceptara la vegetación (0.50 m sobre el nivel del suelo) y a razón de una trampa por árbol, con 16 repeticiones por cada una de las especies del estudio.



Figura 3. Trampas colectoras de hojarasca en una plantación forestal del Campo Experimental Zacatepec, Morelos (INIFAP).



La hojarasca se recogió mensualmente durante un año (diciembre-2003 a noviembre-2004, Tabla 2). Posteriormente, se separó el material colectado por especie y por componente de cada especie en: hojas (laminas, raquis, folíolos, pecíolos), estructuras de la reproducción (flores, frutos y semillas) y ramas (fragmentos con un diámetro no mayor de 1 cm y cortezas). Más tarde, el material se secó en un horno con ventilación a 80°C hasta llegar a peso constante, que en general fue a las 48 horas, se trasladó a un desecador (Pyrex) con sílica gel (deshidratada) para evitar que se humedecieran y se pesó en una balanza analítica a una precisión de 0.001. Los restos animales que aparecían en las colectas fueron desechados.

Tabla 2. Fechas de colecta de la hojarasca en una plantación forestal del Campo Experimental Zacatepec Morelos (CEZACA) del INIFAP.

Año	Día	Mes	
2003	13	Noviembre	} secas
	16	Diciembre	
2004	14	Enero	
	26	Febrero	
	24	Marzo	
	27	Abril	
	26	Mayo	} lluvias
	28	Junio	
28	Julio		
26	Agosto		
28	Septiembre		
29	Octubre		
	29	Noviembre	

### 6.2.2 Análisis estadístico

Se aplicó un ANOVA de una vía para conocer el efecto de la especie sobre la producción de hojarasca total y de sus componentes (hojas, ramas y estructuras de la reproducción) y una prueba de Duncan para establecer diferencias entre las especies. Se utilizó la correlación de Pearson para evaluar la relación entre la producción mensual de los diferentes componentes (hojarasca total, foliar, de ramas y de estructuras de la reproducción) de la hojarasca de cada especie y la temperatura media y precipitación.

## 6.3 La Concentración de nutrientes

### 6.3.1 Diseño experimental

Para medir las concentraciones de nutrientes de la hojarasca foliar de cada especie se analizó químicamente el contenido de N, P, K, Ca, y Mg de tres submuestras mixtas de la hojarasca producida en temporada de secas (noviembre a abril) y de lluvias (mayo a octubre) en el Laboratorio de análisis de suelos y agua de la Universidad Autónoma Chapingo. El material foliar fue digerido con mezcla diácida y posteriormente determinado por diversos métodos en tres réplicas: El N por arrastre de vapor, el P por fotolorimetría con molibdovanadato, el K por espectrofotometría de emisión de flama y el Ca y Mg por espectrofotometría de absorción atómica.

La tasa de flujo de nutrientes ( $\text{Kg ha}^{-1}$ ) para cada una de las especies, se calculó multiplicando la concentración del elemento (% del peso seco) por la producción total de hojarasca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en cada estación.

### 6.3.2 Análisis estadístico

Para el análisis del contenido de nutrientes en la hojarasca foliar se transformaron las concentraciones de nutrientes expresados en porcentaje a arco seno, normalizando los datos cuando fue necesario. Se realizaron para cada nutriente ANOVAS de una vía y pruebas de Duncan para establecer si existían diferencias entre las especies. Se emplearon pruebas de t para establecer diferencias en los contenidos de nutrientes en los periodos de secas y lluvias. Con el fin de comparar las tasas de aporte de nutrientes entre especies también se emplearon ANOVAS, pruebas de Duncan y pruebas de t para establecer diferencias en los flujos de nutrientes en los periodos de secas y lluvias. En todos los análisis se utilizó el programa STATISTICA 6.0.

## 6.4 La descomposición de la materia orgánica

### 6.4.1 Diseño experimental

Para conocer la velocidad de descomposición de las hojas de cada especie, se utilizó el método conocido como "litter bags" (Olson, 1963), comúnmente empleado en los estudios de descomposición de mantillo en ecosistemas terrestres. Este método consiste en colocar en el suelo bolsas de malla de nylon que contienen cantidades conocidas de hojarasca foliar, colocadas en diferentes arreglos espaciales, en distintos sitios, que pueden recogerse secuencialmente en el tiempo (Martínez-Yrizar, 1980; Wieder y Lang, 1982). La abertura de la malla utilizada fue de 1 mm, considerada suficientemente pequeña para prevenir pérdidas de hojarasca, pero suficientemente amplia para permitir el acceso de los desintegradores (Sundarapandian y Swamy, 1999). Este procedimiento facilita la evaluación de cual es la proporción de materia orgánica que se va perdiendo en condiciones naturales, por unidad de tiempo. Este método también es considerado una forma directa de estudiar

la descomposición, útil para establecer comparaciones entre especies y sitios, así como hacer manipulaciones experimentales. Sin embargo, este método probablemente produzca errores, ya que se enfoca al recurso residual y no toma en cuenta el destino de los componentes lábiles que se pierden de la bolsa, o el material que pudiera entrar o salir de la bolsa debido a la manipulación de la misma (Heal *et al.*, 1997). Además, la descomposición de la hojarasca foliar dentro de las bolsas de malla puede ser menor a la que ocurre en condiciones naturales, ya sea por exclusión de la macrofauna cuyo rol en la fragmentación y pulverización de la hojarasca es fundamental (Anderson y Swift, 1983; Valle-Arango, 2003), o por la disminución de aereación (Swift *et al.*, 1979); a pesar de esto es la única forma de recuperar el material sujeto a experimentación y reconocerlo del resto que compone el mantillo (Wieder y Lang, 1982).

Se utilizó la hojarasca foliar para determinar la descomposición porque ésta representa una porción substancial (50-80 %) del total de mantillo producido en términos de biomasa (Martínez-Yrizar, 1995; Sundarapandian y Swamy, 1999), tiene concentraciones de nutrientes relativamente más altas y se descompone más rápido que las ramas y otros materiales maderables (Maass *et al.*, 2002a) lo que provee una rápida entrada al ciclo de nutrientes del suelo.

Para el llenado de las bolsas de descomposición fue realizada una colecta de hojas de *Crescentia alata* y *Phitecellobium dulce*, con grandes folíolos, directamente del piso de la plantación, durante el mes de marzo y abril del 2004, teniendo cuidado que todas las hojas estuvieran en condiciones similares y sin rasgos de daño. Estos folíolos fueron secados al ambiente para quitar el exceso de humedad. Las hojas de *Eysenhardtia polystachya* y *Leucaena leucocephala* se colectaron directamente de la copa de diferentes individuos, en el mismo período que las demás, justo antes de la abscisión y fueron secadas a 60°C por 72 h (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003). La principal razón para las distintas colectas entre especies, es que estas dos últimas especies poseen hojas compuestas con folíolos pequeños, que al caer se desprenden, lo que hace casi imposible recogerlos del suelo.

Una vez secados los folíolos fueron tomadas muestras de 15 g (peso seco) para *L. leucocephala*, 12 g para *C. alata* y *P. dulce* y 7 g para *E. polystachya*, con aproximadamente la misma proporción de láminas, peciolo y ráquis, que se guardaron por separado en bolsas de malla plástica de 30 x 30 cm, de tamaño de apertura de la malla de 1 mm, previamente etiquetadas (Swift y Anderson, 1989; Palm y Sánchez, 1990). Se prepararon por especie un total de 48 bolsas suficientes para realizar 12 colectas con cuatro réplicas (Martínez-Yrizar, 1980) si se trata de *C. alata*, *L. leucocephala* y *P. dulce*, y un total de 36 si se trata de *E. polystachya* de la que también se hicieron 12 colectas pero con tres réplicas (debido a la poca disponibilidad del material de muestreo). Para la distribución de las bolsas se aprovechó el diseño de la plantación de bloques al azar, colocando cada bolsa al azar debajo del árbol correspondiente a su especie (Figura 4). Todas las bolsas de malla

fueron numeradas, colocadas de manera que toda su superficie estuviera en contacto con el horizonte órgano-mineral e incluidas en el mantillo para semejar condiciones naturales de las hojas en el suelo. Fijándose al suelo mediante una estaca metálica (Figura 5).

Para conocer el peso seco de biomasa foliar inicial de cada especie, fueron separadas 4 submuestras de hojarasca del mismo peso que la colocada en las bolsas de malla. Estas muestras se colocaron en bolsas de papel y puestas a secar en un horno con ventilación a 80°C a peso constante, que fue aproximadamente de 48 horas, se trasladaron a un desecador (Pyrex) con sílica gel (deshidratada) para evitar que se humedecieran, en seguida se pesaron en una balanza analítica a una precisión de 0.001g, para determinar el factor de corrección de peso fresco a peso seco (control del experimento).



Figura 5. Bolsas de descomposición de materia orgánica sobre el suelo de la plantación forestal del Campo Experimental Zacatepec, Morelos (CEZACA), INIFAP.

Tabla 3. Fechas de colecta y tiempo de permanencia en el campo de las bolsas de descomposición, en una plantación forestal del Campo Experimental Zacatepec Morelos (INIFAP).

Año	Día	Mes	Tiempo acumulado
2004	19	May	0
	16	Jun	29
	16	Jul	59
	16	Ago	90
	17	Sep	122
	-	Oct	-
	17	Nov	183
	16	Dic	212
2005	17	Ene	244
	16	Feb	274
	16	Mzo	302
	20	Abr	337
	20	May	367
	20	Jun	398

El experimento inició el 19 de mayo del 2004 y a partir de esta fecha se realizaron colectas mensuales de las bolsas de malla hasta cumplirse un año por tratarse de un ecosistema estacional (Tabla 3).

Después de la colecta el material se trasladó al laboratorio en donde se eliminó manualmente el material ajeno a la muestra, incluyendo material vegetal (hojas, semillas, pastos, raíces) o fauna. Luego, se tamizó en malla de 0.25 mm de tamaño de poro para eliminar los fragmentos menores y partículas de suelo. El material fue secado en un horno con ventilación a 80 °C hasta llegar a peso constante, trasladado a un desecador (Pyrex) con silica gel (deshidratada) para evitar que se humedecieran y pesado en una balanza analítica con una precisión de 0.001g.

La descomposición de la fracción foliar se evaluó a través del porcentaje de peso remanente (PR) que expresa las diferencias entre la masa del comienzo del experimento y la de los diferentes tiempos, expresada en gramos de peso seco según fórmula:

$$PR = (P_{t1} / P_{t0}) \times 100$$

Donde:

PR = Peso remanente,

$P_{t0}$  = Peso en el tiempo 0,

$P_{t1}$  = Peso luego de un periodo dado.

La constante de descomposición (K) se estimó siguiendo el modelo exponencial de Olson (1963) que caracteriza la pérdida de peso.

$$K = - [\ln (X_i/X_0)]/t$$

Donde:

$X_0$  es el peso inicial,

$X_i$  es el peso remanente (g) en el tiempo t (días) y

K es la constante de descomposición en t años.

Se escogió este modelo debido a que explica de manera convincente lo ocurrido en el proceso de descomposición y facilita las comparaciones entre especies, además, nos permite obtener otros parámetros de gran utilidad. A partir de K se puede obtener la vida media del material muestreado en términos de tiempo (t), para su acumulación o descomposición, a través de la siguiente formula (Olson, 1963):

$$t(0.5) = -\ln(0.5)/k, \quad t(0.5) = 0.6931/k$$

El tiempo (t) necesario para que haya una pérdida del 99% de materia orgánica se obtiene por medio de la siguiente formula (Olson, 1963):

$$t(0,99) = \ln(1-0.99)/k.$$

Según Olson, 1963, el tiempo (t) de residencia medio o tiempo de retorno de la hojarasca foliar es expresado como:

$$t = 1/k$$

## 6.4.2 Análisis estadístico

Para evaluar las diferencias en descomposición se realizaron dos ANOVAS de una vía: una para verificar si existen diferencias entre especies y otra para las diferencias entre tiempos de exposición de cada una de las especies, ambas pruebas aplicadas después de transformar los datos a Arco seno para que se ajusten a una distribución normal; posteriormente se realizaron sus correspondientes pruebas de comparación de medias de Duncan. Para determinar si existen diferencias en las tasas de descomposición (K) y los cocientes C/N de las especies del estudio se emplearon ANOVAS de una vía y su correspondiente Prueba de Duncan.

Se efectuaron análisis de Pearson para evaluar las correlaciones entre: 1) el porcentaje de pérdida de peso (remanentes) y la precipitación, 2) las tasas de descomposición (K) y la precipitación y 3) las tasas de descomposición (K) y los cocientes C/N iniciales que denotan la calidad del recurso. Para todos los análisis se utilizó el programa STATISTICA 6.0.

## 6.5 Calidad química del mantillo

### 6.5.1 Diseño experimental

Para determinar la calidad del recurso de las especies del estudio se tomaron 30 g de una muestra mixta de material foliar de cada uno de los mantillos sin descomposición y se secaron en una estufa a 60 °C durante 4 horas. Posteriormente se molieron en un molino para café marca Braun. En una balanza analítica se pesaron 3 submuestras en un rango de 10 a 11 miligramos, en capsulas de estaño para muestras sólidas y se analizaron en el autoanalizador elemental modelo NC 2500 para cuantificar Carbono (C) y Nitrógeno (N).

Para determinar la calidad del mantillo remanente (29, 122, 212, 302 y 398 días de exposición) de *las especies de estudio*, se escogieron al azar 3 de las 4 bolsas de descomposición. Este material se secó en estufa a 60 °C y se molió en un molino para café marca Braun. Determinando las concentraciones de C y N a través del autoanalizador modelo NC 2500.

El porcentaje de nutrientes remanentes en el material en descomposición fue determinado por la siguiente fórmula:

$$C \text{ o } N \text{ total} = (C \text{ ó } N_{t1} / C \text{ ó } N_{t0}) \times PR \times 100$$

Donde:

$C_{t0}$  = concentración inicial de C ó de N en el mantillo.

$C_{t1}$ = concentración luego de un periodo dado.

PR= Peso remanente

El cociente C/N se obtuvo dividiendo la concentración de C entre la de N (%) para cada una de las especies en los diferentes tiempos de exposición del material.

### **6.5.2 Análisis estadístico**

Para determinar diferencias en las concentraciones de N y C (%) del mantillo sometidos a descomposición se empleo una prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, ya que la distribución de los datos no se comportó de manera normal. Para determinar diferencias entre especies y tiempos en los remanentes de N y C del mantillo en descomposición, y los cocientes C/N del mantillo sin descomponerse y en descomposición se emplearon ANOVAS de una vía y su correspondiente prueba de comparación de medias de Duncan. Para todos los análisis se utilizó el programa STATISTICA 6.0.

## VII RESULTADOS

### 7.1 Producción de hojarasca

#### 7.1.1 Producción total anual de hojarasca

La producción de hojarasca total del 13 de noviembre 2003 al 29 de noviembre 2004 por parte de las cuatro especies fue de  $31.29 \pm 2.69 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Cada especie contribuyó a esta cantidad en proporciones significativamente diferentes ( $F_{3,764}=150.30$   $p<0.0001$ ). *Pithecellobium dulce* fue la especie con mayor aporte de hojarasca al sistema con  $13.84 \pm 0.15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (44.21% del total), siguiéndole *Leucaena leucocephala* con  $10.83 \pm 0.08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (34.61 % del total), *Eysenhardtia polystachya* con  $3.91 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.08$  y *Crescentia alata* con  $2.72 \pm 0.08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Figura 6).

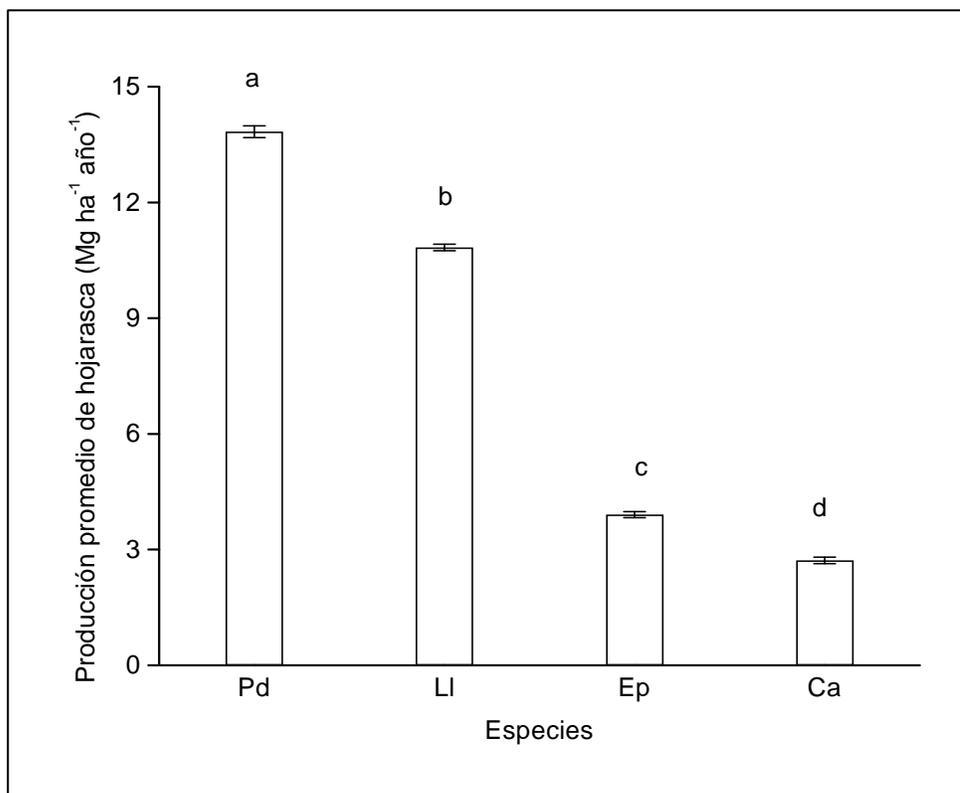


Figura 6. Producción de hojarasca anual de *Pithecellobium dulce* (Pd), *Leucaena leucocephala* (LI), *Eysenhardtia polystachya* (Ep), y *Crescentia alata* (Ca), en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP en Zacatepec, Morelos. Las barras verticales indican los errores estándar. Las diferentes letras representan las diferencias significativas aportadas por la prueba de Duncan ( $P<0.05$ ).

La proporción de hojarasca foliar fue más de la mitad del total de la hojarasca producida y hubo menores proporciones de hojarasca compuesta por ramas o por flores, frutos y semillas (Figura 7). *C. alata* presentó el mayor porcentaje de hojarasca foliar (98.41%), mientras que *L. leucocephala* tuvo el menor porcentaje (57.43%). *L. leucocephala* fue la especie con mayor producción de ramas (20.90%) mientras *C. alata* fue la especie con

menor producción (0.52%). La especie que presentó el mayor porcentaje de flores, frutos y semillas fue *P. dulce* (24.34%), mientras *C. alata* presentó el menor (1.06%; Figura 7).

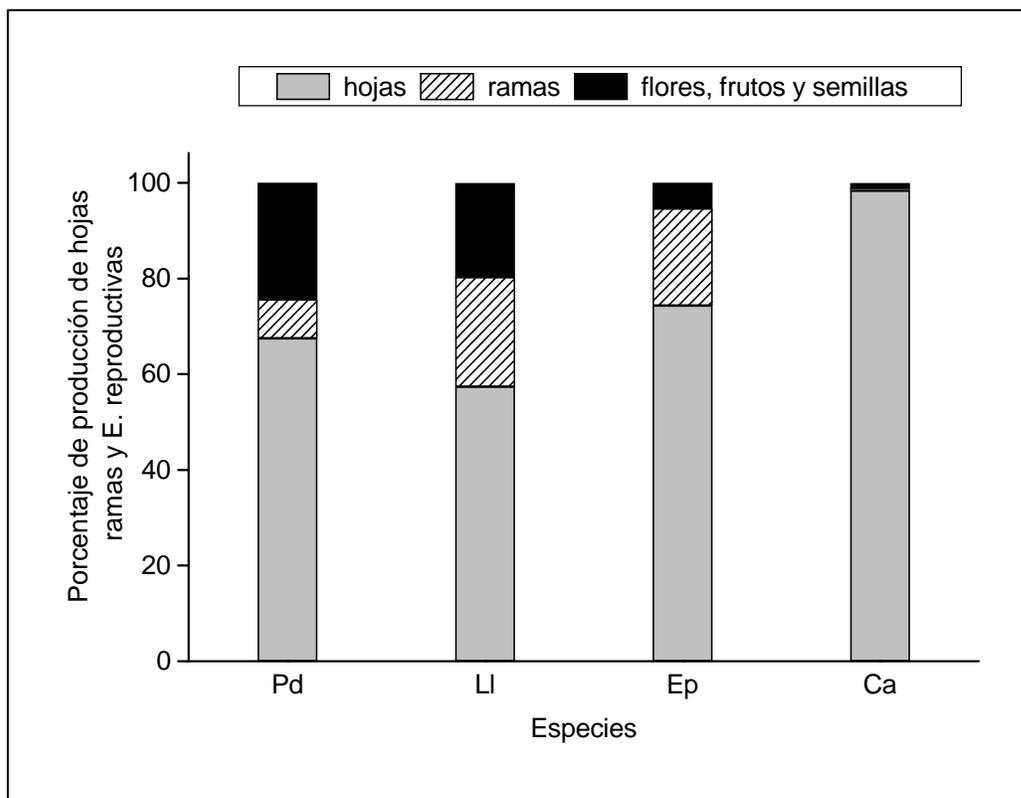


Figura 7. Contribución porcentual por componente (hojas, ramas y flores, frutos y semillas) a la producción total de hojarasca de las especies, *Pithecellobium dulce* (Pd), *Leucaena leucocephala* (LI), *Eysenhardtia polystachya* (Ep) y *Crescentia alata* (Ca) en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP en Zacatepec, Morelos.

### Dinámica temporal de la producción de hojarasca total

*C. alata* presentó un comportamiento unimodal en la producción de su hojarasca, con una mayor producción en el periodo de mayor sequía (diciembre a abril, 80.72 % del total). La máxima producción (30.32% del total) se registró en el mes de abril y la mínima producción de junio a noviembre (época de lluvias; 6.81 % del total, Figura 8). La caída de hojarasca total sólo mostró correlación significativa con la precipitación en sentido negativo (Tabla 4).

*E. polystachya* presentó fluctuaciones de baja producción de diciembre a agosto (19.54% del total) y una alta producción sólo en los meses de septiembre y octubre (periodo de lluvias, 80.47 % del total, Figura 8). *L. leucocephala* presentó una producción de hojarasca relativamente constante durante todo el año, con dos picos de producción en el mes de abril (13.03% del total) y octubre (11.86%) y dos mínimos en enero (4.99%) y julio (4.50%, Figura 8).

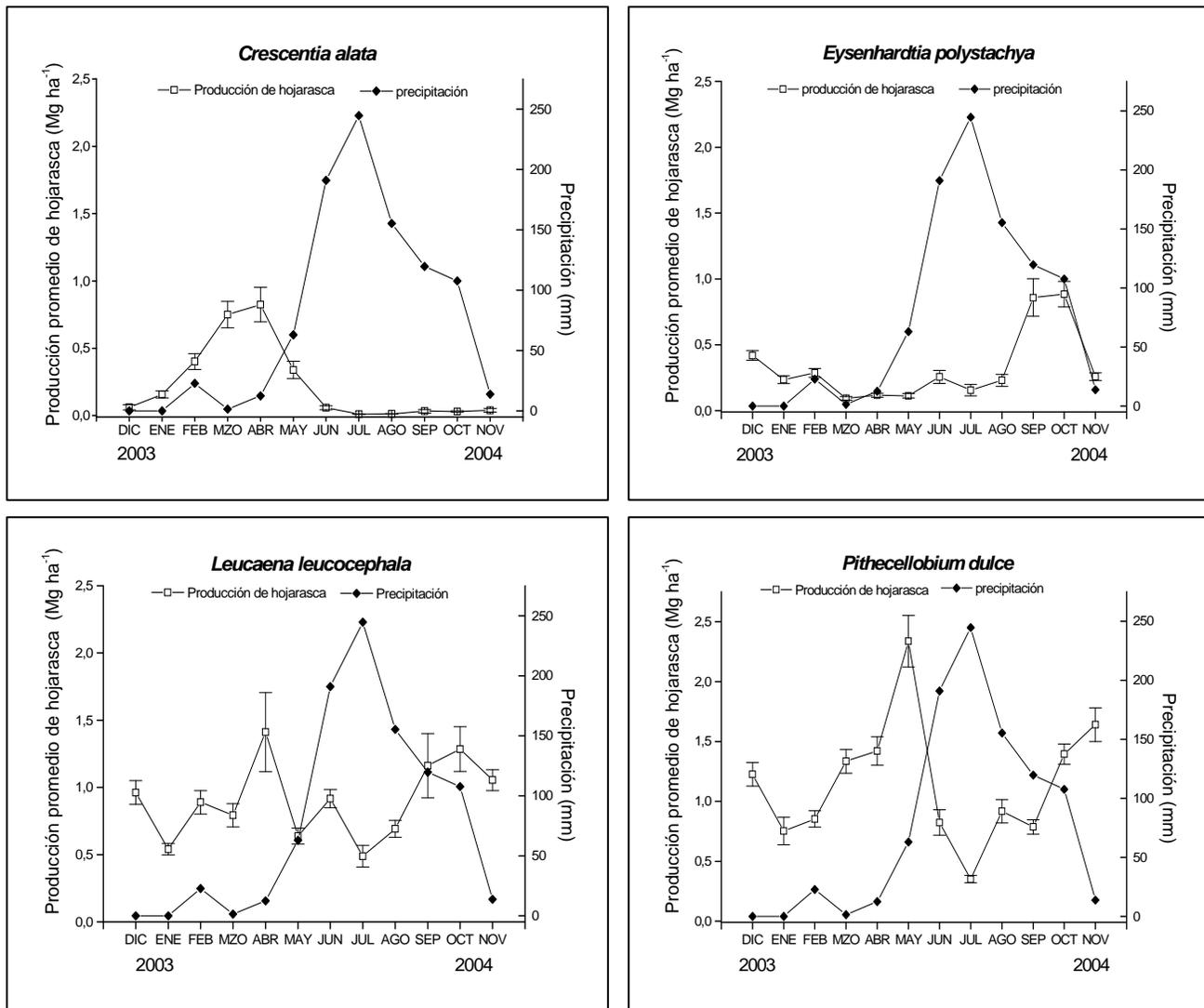


Figura 8. Producción promedio de hojarasca mensual y precipitación mensual, del 13 noviembre del 2003 al 29 de noviembre del 2004, de cuatro especies arbóreas nativas de selva baja caducifolia establecidas en una plantación forestal con 10 años de edad, en el campo experimental del INIFAP en Zacatepec, Morelos. Las barras verticales representan los errores estándar.

*P. dulce* tuvo un máximo pico de producción en mayo (mes en el que empiezan las lluvias, 16.89 %), un mínimo en julio (mes más lluvioso del año, 2.53 %) y mantuvo una caída de hojarasca constante durante todo el año (Figura 8). Presentó una correlación significativa entre la producción de hojarasca y la precipitación (Tabla 4).

### 7.1.2 Producción de hojarasca foliar

El comportamiento de la producción de hojarasca foliar fue muy parecido al comportamiento de la producción total, por que todas las especies produjeron mayores cantidades de hojas que del resto de estructuras que componen a la hojarasca.

El total anual de las aportaciones foliares entre las especies fueron significativamente diferentes ( $F_{3,764} = 111.08$ ,  $p < 0.0001$ ). *Pithecellobium dulce* fue la especie que presentó el mayor aporte de hojarasca foliar ( $9.35 \pm 0.11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) seguida por *Leucaena leucocephala*, que presentó el segundo mayor aporte de hojarasca significativamente distinto de las demás ( $6.22 \pm 0.09 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). *Crescentia alata* y *Eysenhardtia polystachya* presentaron aportes similares y menores que las anteriores ( $2.67 \pm 0.08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y  $2.90 \pm 0.08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente; Figura 9).

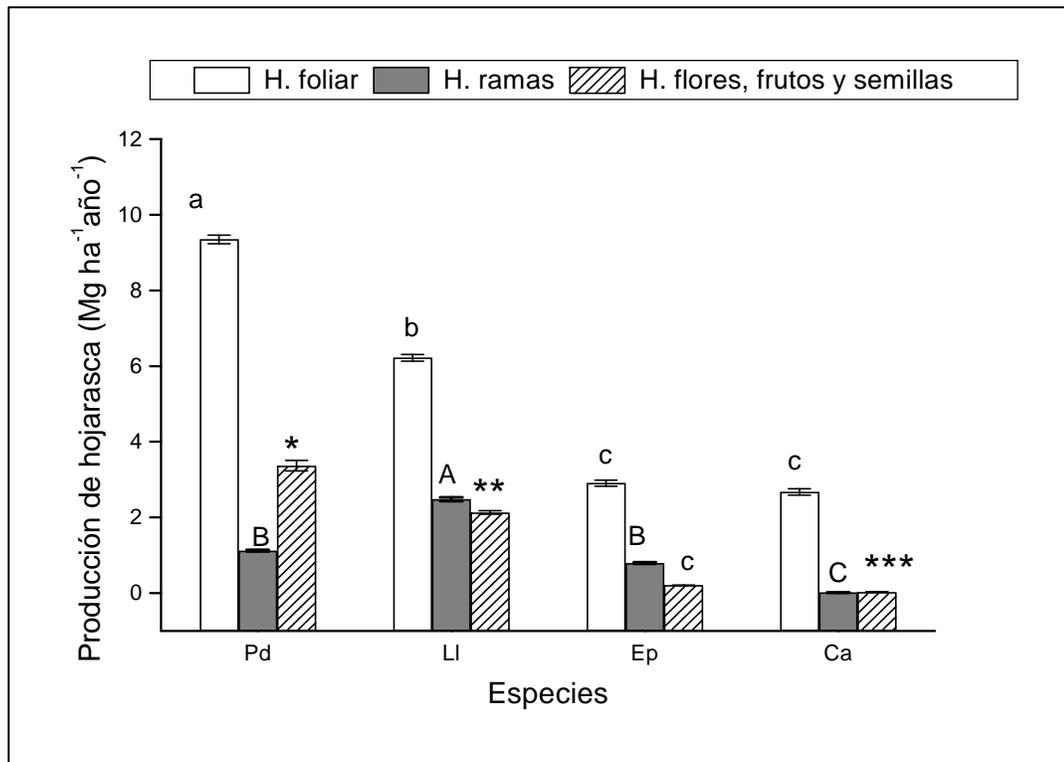


Figura 9. Producción anual de hojarasca foliar, ramas y flores, frutos y semillas de las especies *Pithecellobium dulce* (Pd), *Leucaena leucocephala* (LI), *Eysenhardtia polystachya* (Ep) y *Crescentia alata* (Ca) en una plantación forestal de 10 años de edad en el Campo experimental del INIFAP en Zacatepec, Morelos. Las barras verticales representan los errores estándar. Las letras y asteriscos son diferencias significativas aportadas por la prueba de Duncan ( $P < 0.05$ ).

### Dinámica temporal de la hojarasca foliar

Todas las especies produjeron mayor cantidad de hojarasca foliar en la temporada de sequía (noviembre a abril, 50.7 mm) que en lluvias (mayo a octubre, 881.3 mm), a excepción de *E. polystachya* que presentó un comportamiento distinto (Figura 10). *C. alata* y *E. polystachya* se comportaron como especies caducifolias y *L. leucocephala* y *P. dulce* como brevidecidas.

La dinámica de caída de hojarasca foliar de *C. alata* mostró un comportamiento caducifolio con una mayor producción de enero a mayo (91.96%, estación seca) y una mínima de junio a diciembre (5.74% estación húmeda; Figura 10). La caída de hojarasca mostró una correlación significativamente negativa con la

precipitación (Tabla 4).

*E. polystachya* presentó un comportamiento caducifolio con una mayor producción de hojas de agosto a febrero (94.36% del total, finales de la época de lluvias e inicio de secas), con un máximo pico en septiembre y octubre (54.65 %), finales de la época de lluvias, y mínima producción de marzo a julio (5.64%), inicio y mediados de la época de lluvias (Figura 10).

La dinámica de producción de hojarasca foliar de *L. leucocephala* mostró un comportamiento característico de especie brevidecdua, pues durante todo el año la especie aportó hojas al suelo y al mismo tiempo no perdió totalmente sus hojas. Sin embargo, hubo una máxima producción en octubre (16.75 % finales de la época de lluvias) y mínima en mayo (2.79 % inicio de la época de lluvias; Figura 10).

*P. dulce* no mostró una periodicidad en la producción de hojarasca, típico de especies brevidecduas (caída de hojarasca continua a lo largo del año). Cuya máxima producción fue en noviembre (17.24% inicios de secas) y mínima en julio (2.76% mediados de lluvias; Figura 10).

### 7.1.3 Producción de ramas

La cantidad de ramas caídas fue significativamente diferente entre todas las especies ( $F_{3,764}=49.10$ ,  $p<0.0001$ ; Figura 9). *L. leucocephala* fue la especie que aportó la mayor cantidad de ramas ( $2.48\pm 0.05$  Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, 56.36 % del total) y *C. alata* la que presentó el menor aporte ( $0.01\pm 0.001$  Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, 0.23% del total). *E. Polystachya* ( $0.79\pm 0.02$  Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, 17.95% del total) y *P. dulce* ( $1.12\pm 0.02$  Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, 25.45% del total) otorgaron cantidades intermedias similares entre sí (Figura 9).

### Dinámica temporal en la producción de ramas

El principal aporte de ramas ocurrió en la época de lluvias (mayo a octubre) y menor en la época de secas (noviembre a abril; Figura 11).

*C. alata* fue la especie que casi no aportó ramas al suelo ( $0.01\pm 0.001$  Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). *E. polystachya* presentó una caída de ramas mayor a finales de secas y en toda la temporada de lluvias (90.28 %, abril-octubre), con un pico de mayor producción en junio (29.66%) y aportes continuos pero muy pequeños en secas (9.72%, noviembre-marzo), su producción de ramas se correlacionó de manera significativa y positiva con la precipitación y la temperatura media (Tabla 4). *L. leucocephala* presentó un aporte constante de ramas durante todo el año, con una mayor producción en abril (21.71 %), antes del inicio de lluvias y menores valores en noviembre y diciembre (1.03 %) inicio de secas, este aporte se correlacionó positiva y significativamente con la temperatura media mensual (Tabla 4). *P. dulce* tuvo aportaciones de ramas muy pequeñas pero continuas a lo largo del año, que se correlacionaron positiva y significativamente con la temperatura media mensual (Tabla 4; Figura 11).

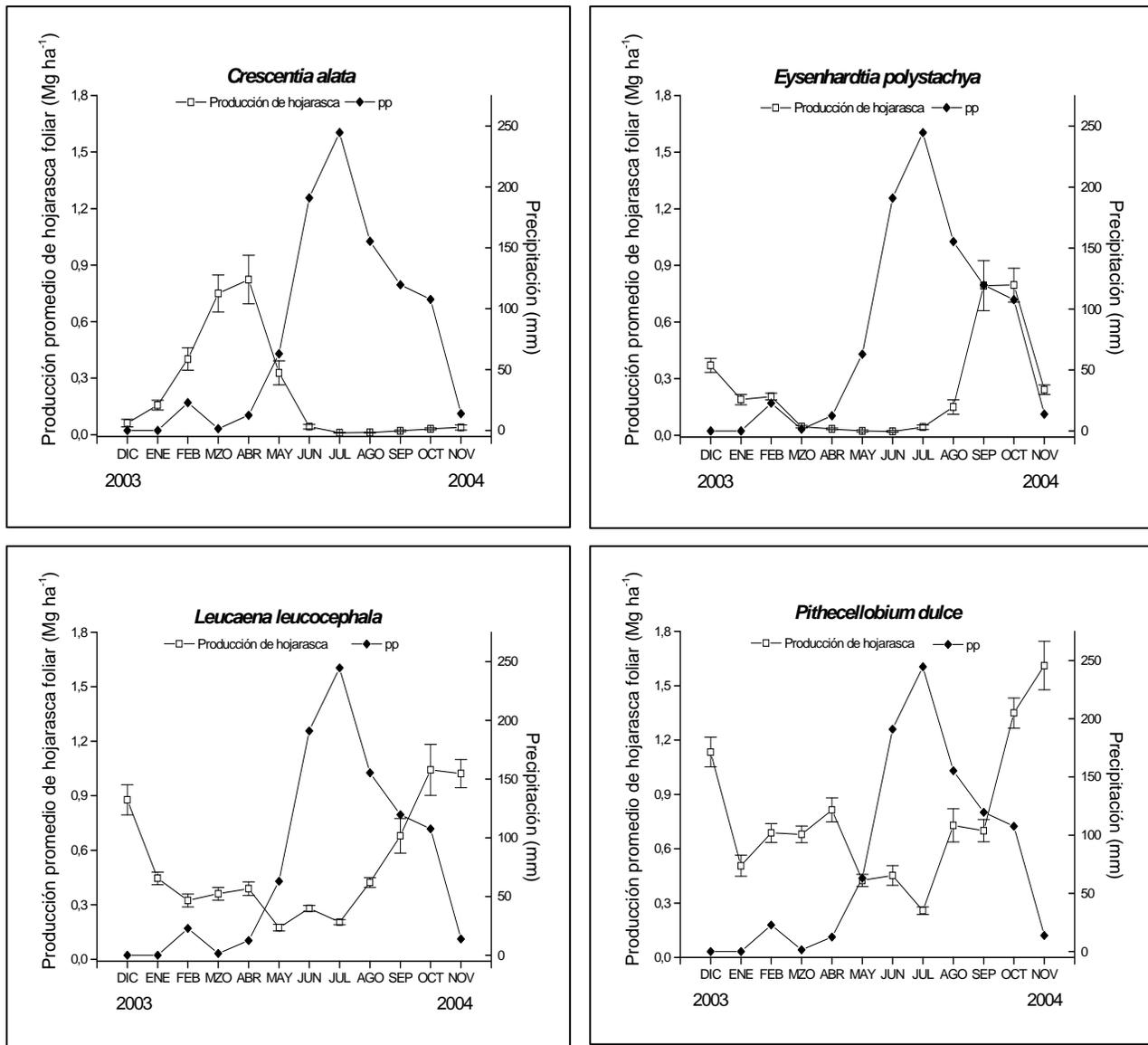


Figura 10. Producción promedio de hojarasca foliar y precipitación mensual, de cuatro especies nativas de la selva bajas caducifolia establecidas en una plantación forestal con 10 años de edad, en el campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las barras verticales representan los errores estándar (pp=precipitación en el periodo).

#### 7.1.4 Producción de flores, frutos y semillas.

Las especies difirieron significativamente entre sí en la cantidad total de flores, frutos y semillas producidas en todo el año ( $F_{3,764}=60.47$ ,  $p<0.0001$ ; Figura 9). *P. dulce* aportó significativamente al suelo la mayor cantidad de flores, frutos y semillas que las demás especies ( $3.37\pm 0.14$  Mg ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>), seguida de *L. leucocephala* que presentó diferencias significativas con las demás especies ( $2.13\pm 0.04$  Mg ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>). *C. alata* y *E. polystachya* produjeron pocas estructuras ( $0.03\pm 0.001$  y  $0.21\pm 0.005$  Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y no presentaron diferencias significativas entre sí (Figura 9).

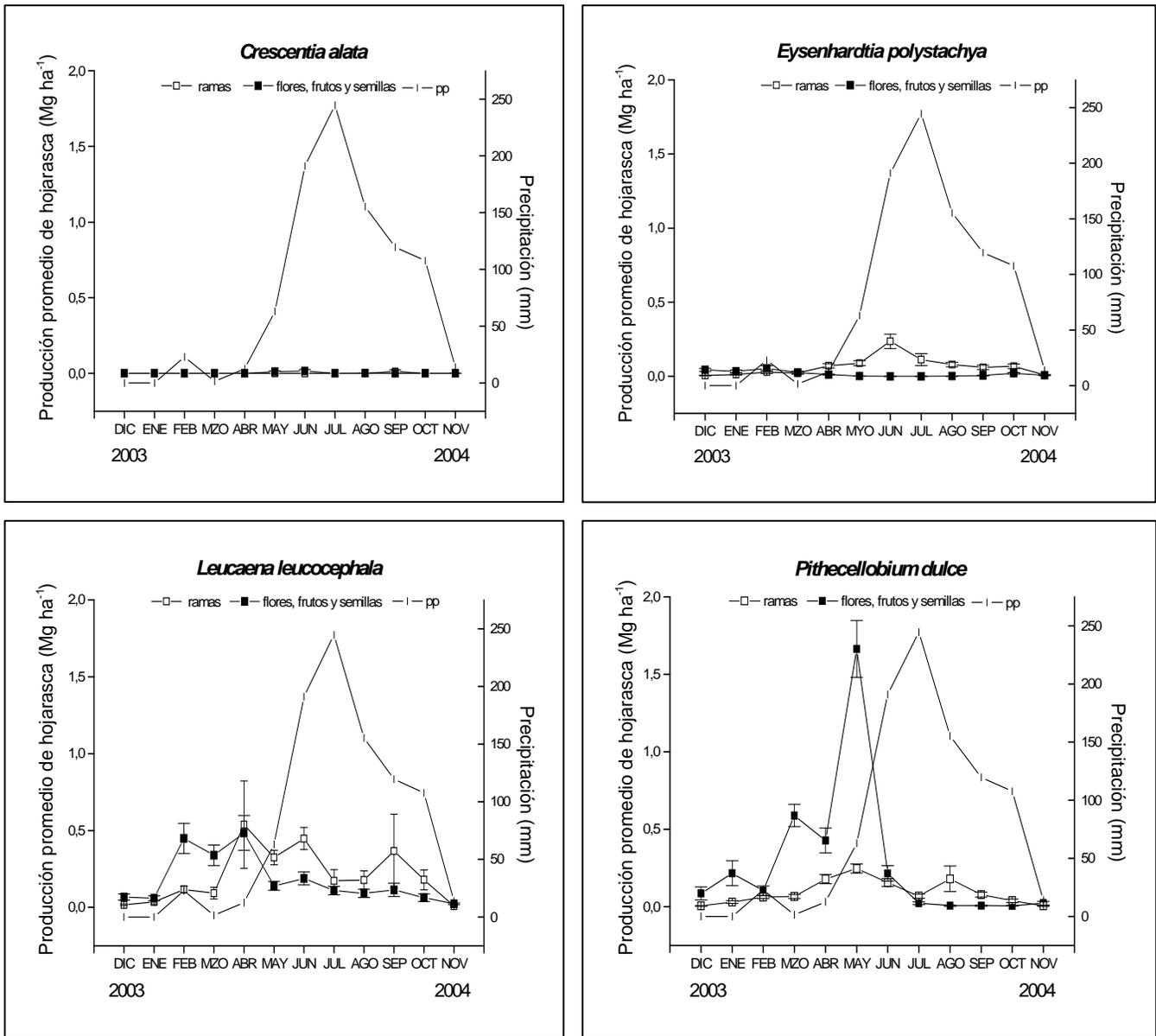


Figura 11. Precipitación, producción promedio de ramas y flores, frutos y semillas de cuatro especies nativas de selva baja caducifolia establecidas en una plantación forestal con 10 años de edad, en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las barras verticales representan los errores estándar.

### Dinámica temporal en la producción de flores, frutos y semillas.

*L. leucocephala* y *P. dulce* mantuvieron una producción de flores, frutos y semillas parecida a lo largo del año, principalmente antes y en el inicio de la temporada de lluvias, la primera con una mayor producción de febrero a abril (59.73 %) y la segunda de marzo a mayo (79.60 %). Sólo *L. leucocephala* mantuvo una correlación significativa con la temperatura media mensual (Tabla 4). *C. alata* produjo más flores, frutos y semillas en el inicio de la época de lluvias (mayo y junio, 92.23 % del total) y *E. polystachya* produjo mayores cantidades de estas estructuras en época de secas (diciembre-marzo, 76.02 %, Figura 11).

Tabla 4. Análisis de correlación entre la caída de las diferentes estructuras que componen la hojarasca y la precipitación y temperatura media mensual. La letra R indica el valor de correlación y la P la probabilidad, el \* indica que la correlación es significativa.

		Especies	Precipitación		Temperatura media mensual	
			R	P	R	P
Producción total		Ca	-0.71	*0.01	-0.19	0.56
		Ep	0.14	0.65	-0.16	0.62
		LI	-0.25	0.43	0.07	0.83
		Pd	0.61	*0.03	0.14	0.65
Producción de hojas		Ca	0.72	*0.007	-0.22	0.49
		Ep	-0.19	0.55	-0.45	0.14
		LI	-0.31	0.33	-0.32	0.31
		Pd	-0.47	0.12	-0.30	0.35
Producción de ramas		Ca	0.96	0.18	0.81	0.40
		Ep	0.76	*0.004	0.68	*0.02
		LI	0.35	0.27	0.68	*0.01
		Pd	0.28	0.37	0.74	*0.006
Producción de flores, frutos y semillas		Ca	0.23	0.70	0.54	0.35
		Ep	-0.79	0.11	-0.82	0.09
		LI	0.75	0.15	0.92	*0.02
		Pd	-0.11	0.85	0.60	0.28

## 7.2 Contenido de nutrientes en la hojarasca foliar

### 7.2.1 Porcentaje de nutrientes en la hojarasca foliar

El porcentaje de N en la hojarasca foliar de las especies estudiadas fue significativamente diferente en ambas estaciones, secas ( $F_{3,8}=624.26$   $p<0.0001$ ) y lluvias ( $F_{3,8}=31.06$   $p<0.0001$ ). En la estación seca la especie *E. polystachya* presentó la mayor concentración de N en sus tejidos que fue significativamente distinta de las demás, le siguió *P. dulce*, *L. leucocephala* y *C. alata* que también difirieron significativamente entre sí (Tabla 5). En la estación de lluvias también *E. polystachya* presentó significativamente el mayor porcentaje de N, similar al de *L. leucocephala*, y distinto de los de *P. dulce* y *C. alata* que fueron significativamente diferentes entre sí (Tabla 5).

El porcentaje de P de la hojarasca foliar de las especies estudiadas fue significativamente diferente en ambas estaciones, secas ( $F_{3,8}=217.14$ ,  $p<0.0001$ ) y lluvias ( $F_{3,8}=21.13$ ,  $p<0.0001$ ). En la estación seca el porcentaje de P de *E. polystachya* fue significativamente más alto que en las demás especies, seguida de *L. leucocephala*, *P. dulce* y *C. alata* que fueron significativamente distintas entre sí. En la estación de lluvias, *E. polystachya* y *L. leucocephala* presentaron la mayor concentración de P y fueron significativamente similares,

mientras que *C. alata* y *P. dulce* presentaron las menores concentraciones y también fueron significativamente similares (Tabla 5).

El contenido de K (en porcentaje) en los tejidos foliares no presentó diferencias entre las especies en la estación seca ( $F_{3,8}=2.17$ ,  $p=0.168$ ), mientras que en la estación de lluvias si existieron diferencias significativas ( $F_{3,8}=110.55$ ,  $p<0.0001$ ). *L. leucocephala* y *C. alata* tuvieron concentraciones similares significativamente más altas, seguidas de *E. polystachya* cuya concentración también fue similar a *C. alata*, y *P. dulce* presentó la concentración de K menor de todas las especies (Tabla 5).

Las concentraciones de Ca de la hojarasca de las especies fueron significativamente distintas en la estación seca ( $F_{3,8}=435.55$ ,  $p<0.0001$ ) y de lluvias ( $F_{(3,8)}=107.25$ ,  $p<0.0001$ ). En secas *L. leucocephala* presentó el mayor contenido de Ca seguida de *E. polystachya* y *P. dulce* con porcentajes similares y *C. alata* que tuvo el porcentaje significativamente más bajo de todas las especies. En lluvias *E. polystachya* fue la especie con mayor porcentaje de Ca que fue significativamente distinta de las demás especies. *C. alata*, *L. leucocephala* y *P. dulce* presentaron porcentajes de Ca similares y más bajos (Tabla 5).

Las concentraciones de Mg de la hojarasca presentaron diferencias significativas entre las especies en secas ( $F_{3,8}=459.18$ ,  $p<0.0001$ ) y lluvias ( $F_{3,8}=23.39$ ,  $p<0.0001$ ). En secas *L. leucocephala* presentó significativamente el mayor contenido de Mg seguida por *P. dulce*, *E. polystachya* y *C. alata* que fueron diferentes significativamente entre sí. En lluvias *C. alata*, *L. leucocephala* y *E. polystachya* fueron las especies con mayores porcentajes de Mg, significativamente similares, seguidas por *P. dulce* que fue significativamente diferente (Tabla 5).

Las especies presentaron diferencias en sus concentraciones de nutrientes en la estación seca o lluviosa dependiendo del nutriente. *C. alata* presentó significativamente mayor N ( $t_4=24.35$ ,  $p<0.001$ ), P ( $t_2=7.35$ ,  $p=0.001$ ), Ca ( $t_4=46.39$ ,  $p=0.0002$ ) y Mg ( $t_4=23.44$ ,  $p=0.0002$ ) en la estación de lluvias pero igual cantidad de K ( $t_4=1.99$ ,  $p=0.06$ ) en ambos periodos. Del mismo modo, *E. polystachya* aportó significativamente mayores cantidades de N ( $t_4=2.77$ ,  $p=0.05$ ), Ca ( $t_4=13.45$ ,  $p=0.0002$ ) y Mg ( $t_2=3.79$ ,  $p=0.05$ ) en temporada de lluvias y mayor K ( $t_4=8.76$ ,  $p=0.0005$ ) en secas e igual cantidad de P ( $t_4=1.60$ ,  $p=0.06$ ) en ambos periodos. *L. leucocephala* aportó significativamente mayor N ( $t_4=22.16$ ,  $p=0.0002$ ) y P ( $t_4=5.88$ ,  $p=0.0025$ ) en temporada de lluvias, igual cantidad de K ( $t_2=1.28$ ,  $p=0.06$ ) en ambas estaciones y significativamente mayor Ca ( $t_4=6.06$ ,  $p=0.025$ ) y Mg ( $t_4=13.08$ ,  $p=0.0002$ ) en secas. *P. dulce* al igual que la especie anterior, aportó significativamente mayores cantidades de N ( $t_4=3.89$ ,  $p=0.01$ ) y P ( $t_4=5.81$ ,  $p=0.0025$ ) en temporada de lluvias, K ( $t_4=66.94$ ,  $p=0.0002$ ) y Mg ( $t_4=10.86$ ,  $p=0.0002$ ) en mayor proporción en época de secas e iguales cantidades de Ca ( $t_{(4)}=0.34$ ,  $p=0.06$ ) en ambos periodos.

Tabla 5. Concentraciones de N, P, K, Ca y Mg de la hojarasca foliar de cuatro especies arbóreas establecidas en una plantación forestal con 10 años de edad en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos, en época de secas y lluvias. Los valores dentro del paréntesis representan los errores estándar, las letras representan las diferencias entre especies para el mismo nutriente aportadas por la prueba de Duncan y los asteriscos (\*) las diferencias significativas entre los periodos (secas y lluvias) por la prueba de *t*, que se encuentran sobre el mayor porcentaje de nutrientes de los dos periodos.

Especies	(%)N secas	(%) N lluvias	(%)P secas	(%) P lluvias	(%)K secas	(%) K lluvias	(%)Ca secas	(%)Ca lluvias	(%)Mg secas	(%)Mg lluvias
<i>Crescentia alata</i>	1.17d (0.05)	4.60c* (0.13)	0.07d (0.00)	0.25b* (0.02)	0.75a (0.02)	0.81ab (0.02)	2.88c (0.06)	6.09b* (0.04)	0.49d (0.02)	1.05a* (0.01)
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	5.21a (0.12)	5.81a* (0.18)	0.34a (0.00)	0.36a (0.00)	1.11a* (0.03)	0.79b (0.02)	6.07b (0.07)	9.66a* (0.26)	0.72c (0.00)	1.03a* (0.08)
<i>Leucaena leucocephala</i>	4.33c (0.08)	6.21a* (0.03)	0.25b (0.01)	0.35a* (0.01)	1.77a (0.72)	0.85a (0.00)	7.46a* (0.15)	5.95b (0.20)	1.40a* (0.02)	1.05a (0.02)
<i>Pithecellobium dulce</i>	4.84b (0.08)	5.36b* (0.10)	0.19c (0.00)	0.24b* (0.01)	2.04a* (0.02)	0.53c (0.00)	5.85b (0.10)	5.91b (0.13)	0.92b* (0.01)	0.66b (0.02)

## 7.2.2 Flujo de nutrientes

El retorno de nutrientes al suelo de la plantación en términos de flujo (porcentaje de nutriente x cantidad de hojarasca) en la época seca fue en el siguiente orden de magnitud: Ca>N>K>Mg>P considerando el conjunto de las especies. Las especies difirieron significativamente entre sí en los aportes de N ( $F_{3,8}=1381.1$ ,  $p<0.0001$ ), P ( $F_{3,8}=325.92$ ,  $p<0.0001$ ), K ( $F_{3,8}=14.04$ ,  $p=0.001$ ), Ca ( $F_{3,8}=1092.94$ ,  $p<0.0001$ ) y Mg ( $F_{3,8}=1507.70$ ,  $p<0.0001$ ) en la estación seca (noviembre- abril, Figura 12).

*P. dulce* fue la especie que aportó significativamente mayores cantidades de casi todos los nutrientes al suelo vía la caída de hojarasca foliar en relación a las demás especies: Ca, N, K y P (Figura 12). El aporte de Mg fue mayor para *P. dulce* y *L. leucocephala* quien también aportó cantidades significativamente más altas de todos los nutrientes en comparación con las otras dos especies (*E. polystachya* y *C. alata*). *E. polystachya* aportó bajas cantidades de nutrientes, ocupó el tercer lugar en los aportes de N y P que fueron significativamente diferentes del resto de las especies. *C. alata* aportó significativamente las más bajas cantidades de cuatro de los nutrientes: N y P que difirieron significativamente del resto de las otras especies y aportes significativamente similares a los de *E. polystachya* en Ca y K, pero ocupó el segundo lugar en el aporte de Mg (Figura 12).

El flujo de nutrientes al suelo de la plantación en la época de lluvias (mayo-octubre), considerando todas las especies, fue semejante a la época de secas: Ca>N>K>Mg>P. Igualmente que en el periodo de secas todas las especies difirieron significativamente en su aporte de nutrientes al suelo ( $F_{3,8}=983.97$ ,  $p<0.0001$ ;  $F_{3,8}=379.99$ ,  $p<0.0001$ ;  $F_{3,8}=1887.83$ ,  $p<0.0001$ ;  $F_{3,8}=388.58$ ,  $p<0.0001$ ;  $F_{3,8}=169.82$ ,  $p<0.0001$ ; respectivamente para N, P, K, Ca y Mg; Figura 13).

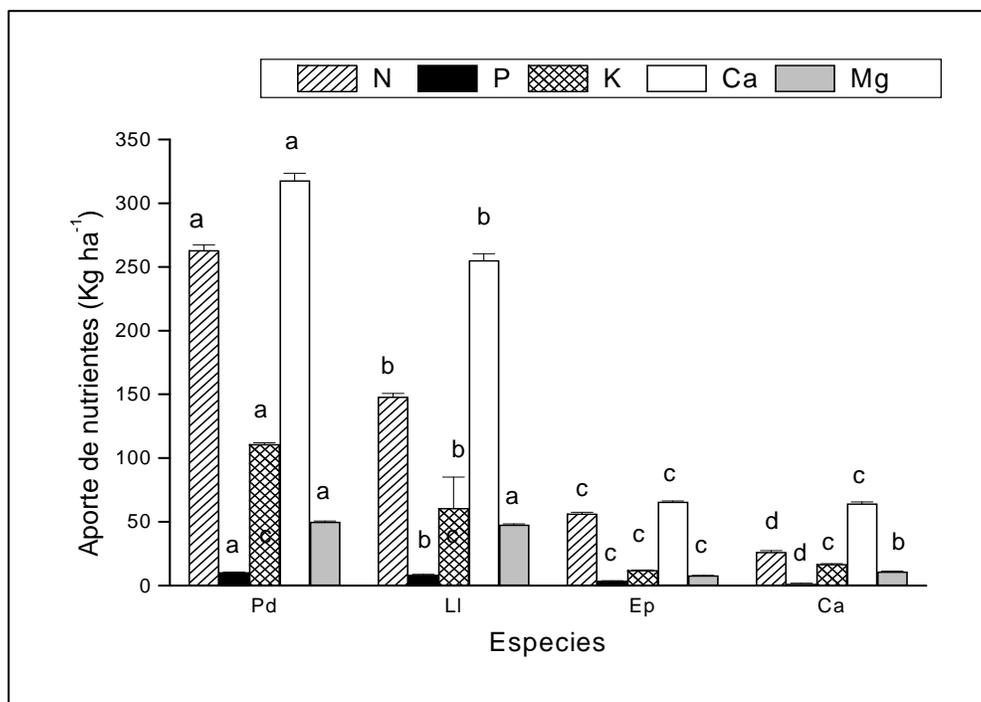


Figura 12. Flujo de nutrientes en la temporada seca (noviembre-abril) de *Pithecellobium dulce* (Pd), *Leucaena leucocephala* (LI), *Eysenhardtia polystachya* (Ep) y *Crescentia alata* (Ca) en una plantación forestal de 10 años de edad en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec, Morelos. Las barras verticales representan los errores estándar. Las diferentes letras son diferencias significativas aportadas por la prueba de Duncan ( $P < 0.05$ ).

*P. dulce* fue la especie que en la estación lluviosa aportó significativamente las más altas cantidades de Ca y N. *L. leucocephala* fue la especie que aportó significativamente más P, K y Mg al sistema y ocupó el segundo lugar en el aporte de N y Ca. *E. polystachya* ocupó el segundo lugar en el aporte de P y el tercer lugar en el aporte de N, K y Mg. *C. alata* aportó significativamente las menores concentraciones de todos los nutrientes y fue significativamente diferente de las demás especies (Figura 13).

En relación al flujo de nutrientes en las épocas de secas y de lluvias, se encontraron diferencias importantes para cada especie dependiendo del nutriente. *C. alata* aportó significativamente más N ( $t_4=4.56$ ,  $p=0.01$ ), P ( $t_4=4.34$ ,  $p=0.01$ ), K ( $t_2=27.61$ ,  $p=0.001$ ), Ca ( $t_2=28.84$ ,  $p=0.001$ ) y Mg ( $t_2=13.47$ ,  $p=0.005$ ) en temporada de secas. *E. polystachya* aportó significativamente mayores cantidades de N ( $t_4=14.04$ ,  $p < 0.0001$ ), P ( $t_4=15.56$ ,  $p < 0.0001$ ), K ( $t_4=5.10$ ,  $p=0.005$ ), Ca ( $t_4=23.25$ ,  $p < 0.0001$ ) y Mg ( $t_4=7.43$ ,  $p=0.001$ ) en la temporada de lluvias. *L. leucocephala* aportó significativamente más N ( $t_4=9.08$ ,  $p < 0.0001$ ) y P ( $t_4=2.29$ ,  $p=0.05$ ) en temporada de lluvias, igual cantidad de K ( $t_2=1.49$ ,  $p=0.10$ ) y significativamente mayor Ca ( $t_4=11.65$ ,  $p < 0.0001$ ) y Mg ( $t_4=21.86$ ,  $p < 0.0001$ ) en el periodo de secas. *P. dulce* al igual que *C. alata*, aportó significativamente mayores

cantidades de N ( $t_4=8.83$ ,  $p<0.0001$ ), P ( $t_4=3.92$ ,  $p=0.01$ ), K ( $t_2=74.68$ ,  $p<0.0001$ ), Ca ( $t_4=11.37$ ,  $p<0.0001$ ) y Mg ( $t_4=22.15$ ,  $p<0.0001$ ) en época de secas.

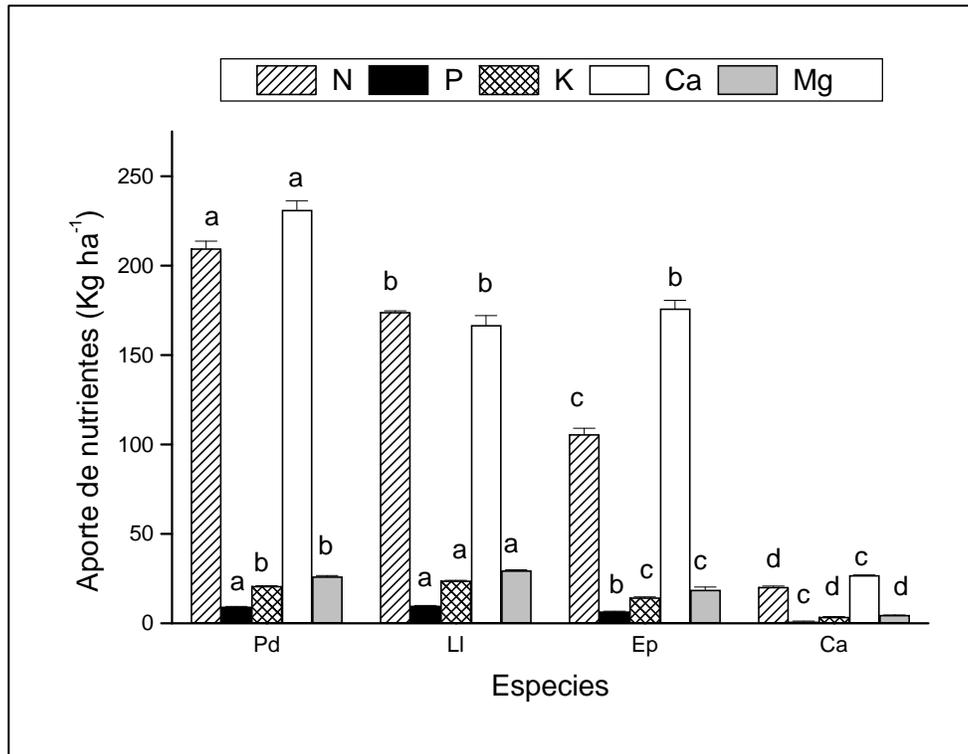


Figura 13. Flujo de nutrientes en la temporada de lluvias (mayo-octubre) de las especies *Pithecellobium dulce* (Pd), *Leucaena leucocephala* (LI), *Eysenhardtia polystachya* (Ep) y *Crescentia alata* (Ca), en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las barras verticales son los errores estándar. Las diferentes letras son diferencias significativas aportadas por la prueba de Duncan ( $P<0.05$ ).

### 7.3 Descomposición de la materia orgánica

Después de 398 días de descomposición del material foliar en condiciones de campo, el porcentaje de peso seco remanente en promedio difirió significativamente entre especies ( $F_{3,175}=19.90$ ,  $p<0.0001$ ), siendo *L. leucocephala* la especie con significativamente el menor porcentaje (28.21%) que las demás especies, mientras que *E. polystachya*, *P. dulce* y *C. alata* presentaron el más alto porcentaje de peso remanente (Figura 14). Después de este periodo desaparecieron 83.25 % del mantillo de *L. leucocephala*, 59.56 % de *P. dulce*, 69.46% de *C. alata* y 46.74 % de *E. polystachya* (Figura 14).

Todas las especies del estudio presentaron una pérdida de peso significativamente rápida en los primeros 183 días de exposición, que coincidió con el periodo de lluvias (mayo a noviembre), luego estabilizándose y presentando pérdidas más pequeñas, similares y continuas ( $F_{11,167}=14.66$ ,  $p=0.001$ ; Figura 15).

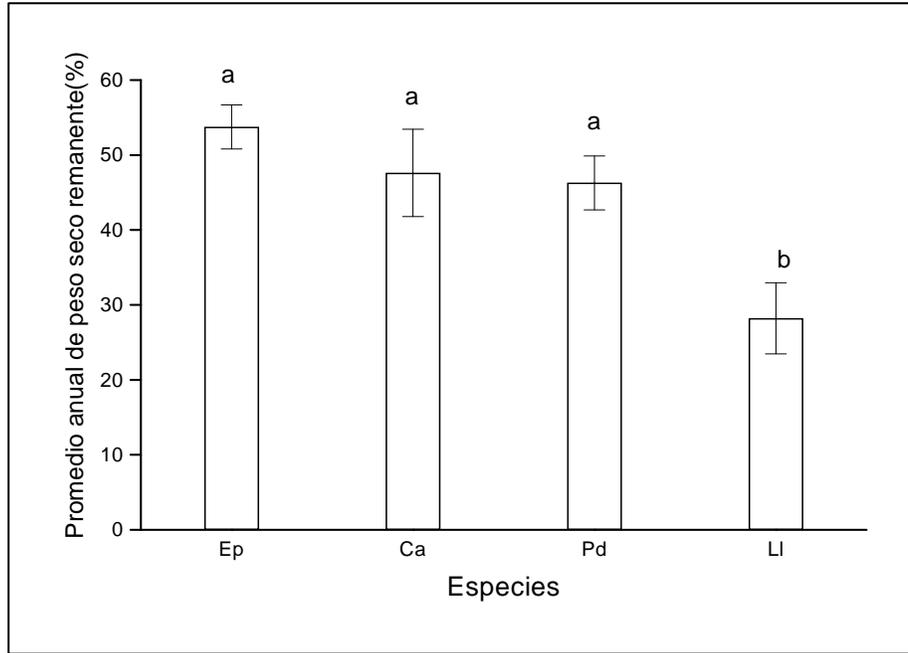


Figura 14. Descomposición anual de la hojarasca foliar (expresada como el promedio del porcentaje de peso seco remanente) de *Pithecellobium dulce* (Pd), *Leucaena leucocephala* (LI), *Eysenhardtia polystachya* (Ep) y *Crescentia alata* (Ca) en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec, Morelos. Las barras verticales son los errores estándar. Las diferentes letras son diferencias significativas aportadas por la prueba de Tukey ( $P < 0.05$ ).

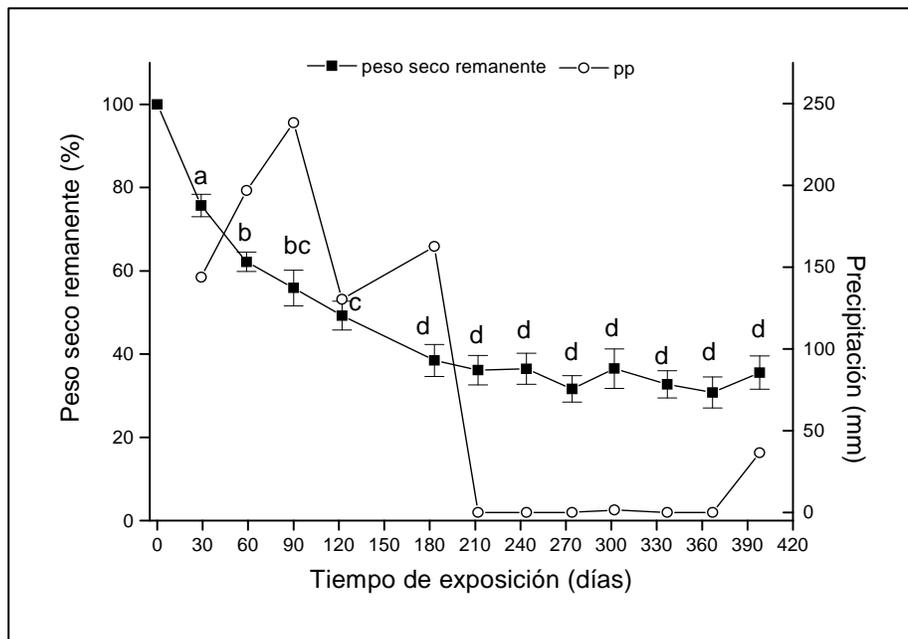


Figura 15. Porcentajes de peso seco remanente en promedio de las cuatro especies arbóreas (*Pithecellobium dulce*, *Leucaena leucocephala*, *Eysenhardtia polystachya* y *Crescentia alata*) establecidas en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec, Morelos. Las barras verticales son los errores estándar las diferentes letras son diferencias significativas aportadas por la prueba de Duncan ( $P < 0.05$ ). También graficada la precipitación mensual del 19 mayo 2004 al 20 junio de 2005.

Los remanentes de hojarasca de *C. alata*, *L. leucocephala* y *P. dulce* se correlacionaron positiva y significativamente con la precipitación mientras que *E. polystachya* no presentó una correlación significativa (Figura 16).

*L. leucocephala* fue la especie que se descompuso significativamente más rápido ( $F_{11,36}=9.73$ ,  $p<0.0001$ ), en 59 días perdió más de la mitad de su mantillo y al cabo de los primeros 183 días de exposición, perdió el 72.57 % de su peso inicial (Figura 16), *P. dulce* ( $F_{11,36}=6.62$ ,  $p<0.0001$ ) perdió en 183 días el 67.05 % de su peso original, *C. alata* ( $F_{11,36}=15.87$ ,  $p<0.0001$ ) el 54.58% y *E. polystachya* ( $F_{11,36}= 3.37$ ,  $p=0.006$ ) el 48.69%. Después de los 183 días, al término de las lluvias, las hojas sólo sufrieron ligeros cambios en su descomposición a falta de precipitación (Figura 16).

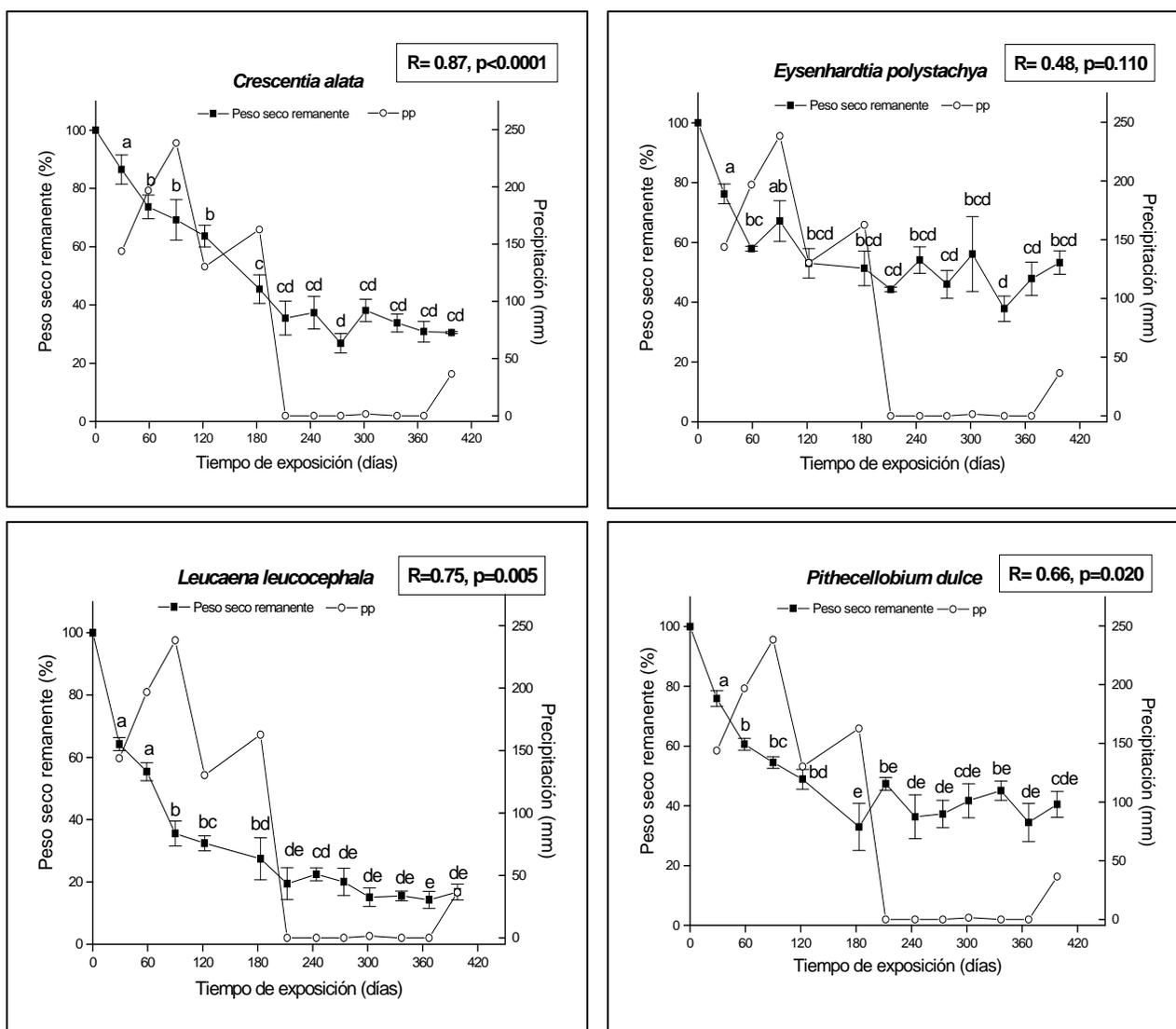


Figura 16. Porcentajes de peso seco remanente en función del tiempo de exposición (del 19 mayo 2004 al 20 junio de 2005) de cuatro especies arbóreas nativas de selva baja caducifolia establecidas en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos y la precipitación mensual. Las barras verticales son los errores estándar y las letras indican las diferencias en la pérdida de peso según la prueba de Duncan. Los valores de correlación (R) entre el porcentaje de peso seco remanente y la precipitación y su probabilidad se encuentran en la parte superior derecha.

La constante anual de descomposición (K) fue significativamente diferente entre especies ( $F_{3,175}=21.90$ ,  $P<0.0001$ ). *L. leucocephala* presentó el mayor valor de K (3.06) que fue significativamente diferente de las tasas de las otras especies (*C. alata*, *P. dulce* y *E. polystachya*) que a su vez, fueron similares entre sí (Tabla 6).

El tiempo requerido para perder 50% ( $0.6931/K$ ) y 99 % ( $-4.625/K$ ) de la hojarasca caída sugieren patrones similares a las tasas de descomposición (Tabla 6).

Las tasas de descomposición de *E. polystachya* ( $R=0.68$ ,  $p=0.014$ ), *L. leucocephala* ( $R=0.73$ ,  $p=0.007$ ) y *P. dulce* ( $R=0.84$ ,  $p=0.001$ ) se correlacionaron significativa y positivamente con la precipitación, pero la de *C. alata* no presentó ninguna correlación. Las tasas de descomposición de *C. alata* y *L. leucocephala* se correlacionaron significativa y positivamente con sus respectivos cocientes C/N iniciales ( $R=0.64$ ,  $p=0.025$ ) y ( $R=0.72$ ,  $p=0.008$ ), mientras que las tasas de descomposición de *E. polystachya* ( $R=0.40$ ,  $p=0.193$ ) y *P. dulce* ( $R=0.22$ ,  $p=0.492$ ) no se correlacionaron significativamente con los cocientes C/N (Tabla 6 y 7).

Tabla 6. Tasas de descomposición ( $k$ , años<sup>-1</sup>), tiempo necesario (años) para que desaparezca el 50% (vida media en años) de pérdida del peso seco y el 99% de pérdida del peso seco (en años) de cuatro especies arbóreas nativas de selva baja caducifolia establecidas en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las letras indican diferencias significativas según la Prueba de Duncan.

Especies	k (año <sup>-1</sup> )	Vida Media (50%) (años)	99% de pérdida (años)
<i>Crescentia alata</i>	1.51 b	0.60	3.97
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	1.61 b	0.98	6.51
<i>Leucaena leucocephala</i>	3.06 a	0.36	2.37
<i>Pithecellobium dulce</i>	1.91 b	0.68	4.51

Tabla 7 Concentración de C inicial, N inicial y el cociente C/N inicial para cuatro especies arbóreas nativas de selva baja caducifolia establecidas en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP en Zacatepec, Morelos. Las letras indican diferencias significativas según prueba de Duncan.

Especies	C inicial (%)	N inicial (%)	Cociente C/N inicial
<i>Crescentia alata</i>	43.36	1.81	24.01 a
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	48.02	3.19	15.07 c
<i>Leucaena leucocephala</i>	46.20	3.19	14.50 c
<i>Pithecellobium dulce</i>	45.84	2.46	18.68 b

## 7.4 Calidad del recurso

### 7.4.1 Concentraciones de N y C (%)

Las concentraciones de N y C de los remanentes de mantillo sometidos a descomposición tuvieron promedios distintos, para todas las especies, a través del tiempo de exposición según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ( $H_{N3,68}=38.52$ ,  $p=0.0001$ ;  $H_{C3,68}=11.09$ ,  $p=0.011$ ). *C. alata* difirió significativamente en los porcentajes de N a través del periodo de descomposición ( $H_{5,12}=13.05$ ,  $p=0.023$ ), y aumentó sus concentraciones de N con el tiempo de exposición ( $1.72\pm 0.11\%$ , después de 29 días de exposición y  $2.84\pm 0.1\%$  después de 302 días de exposición). Los porcentajes de C también fueron distintos conforme el mantillo se descompuso ( $H_{5,12}=13.47$ ,  $p=0.019$ ) pero la concentración se redujo considerablemente con el tiempo ( $43.36\pm 0.22\%$  para 0 días de exposición y  $34.55\pm 2.86\%$  para 122 días de exposición). *E. polystachya* no mostró diferencias entre los porcentajes de N ( $H_{5,12}=4.77$ ,  $p=0.445$ ) y C ( $H_{5,12}=8.48$ ,  $p=0.131$ ) del mantillo en descomposición. *L. leucocephala* difirió significativamente en los porcentajes de N de los diferentes tiempos de descomposición ( $H_{5,12}=11.92$ ,  $p=0.036$ ), presentó el menor porcentaje de N ( $3.19\pm 0.07$ ) al inicio del proceso de descomposición (0 días de exposición) y el mayor ( $3.78\pm 0.2$ ) a los 212 días de exposición; en cuanto al C también mostró diferencias en relación al tiempo ( $H_{5,12}=12.74$ ,  $p=0.026$ ) tuvo el menor porcentaje ( $38.89\pm 1.11$ ) a los 398 días de exposición y el mayor ( $46.87\pm 0.4$ ) a los 29 días de exposición. *P. dulce* difirió significativamente en los porcentajes de N a través del tiempo ( $H_{5,12}=11.93$ ,  $p=0.0357$ ), mostró el menor porcentaje de N ( $2.46\pm 0.12$ ) al inicio del proceso de descomposición y el mayor ( $3.5\pm 0.05$ ) a los 302 días de exposición, en cuanto al C no difirió en relación al tiempo ( $H_{5,12}=9.25$ ,  $p=0.0856$ ; Figura 17).

### 7.4.2 Remanentes de N y C del mantillo en descomposición

En términos generales, la descomposición fue acompañada por una disminución en la concentración de nitrógeno y carbono de los remanentes en todas las especies.

Los remanentes de N del mantillo en descomposición difirieron significativamente entre especies ( $F_{3,56}=9.79$ ,  $p<0.0001$ ) y tiempos ( $F_{4,55}=9.45$ ,  $p<0.0001$ ). *C. alata* y *P. dulce* fueron las especies que presentaron los mayores porcentajes de N remanente ( $64.54\pm 8.0$  y  $60.03\pm 4.72$  respectivamente) que fueron similares, *E. polystachya* presentó un porcentaje intermedio ( $48.41\pm 4.72$ ) y *L. leucocephala* presentó significativamente el porcentaje más bajo ( $34.04\pm 9.31$ ) diferente de las otras especies (Figura 18).

Los remanentes de C del mantillo en descomposición difirieron significativamente entre especies ( $F_{3,56}=3.51$ ,  $p<0.0001$ ) y tiempos ( $F_{4,55}=29.41$ ,  $p<0.0001$ ). *C. alata* ( $46.29\pm 10.89$ ), *E. polystachya* ( $46.11\pm 5.48$ ) y

*P. dulce* ( $42.53 \pm 7.33$ ) presentaron porcentajes de C remanente significativamente similares y significativamente mayores que *L. leucocephala* ( $29.39 \pm 9.34$ ; Figura 18).

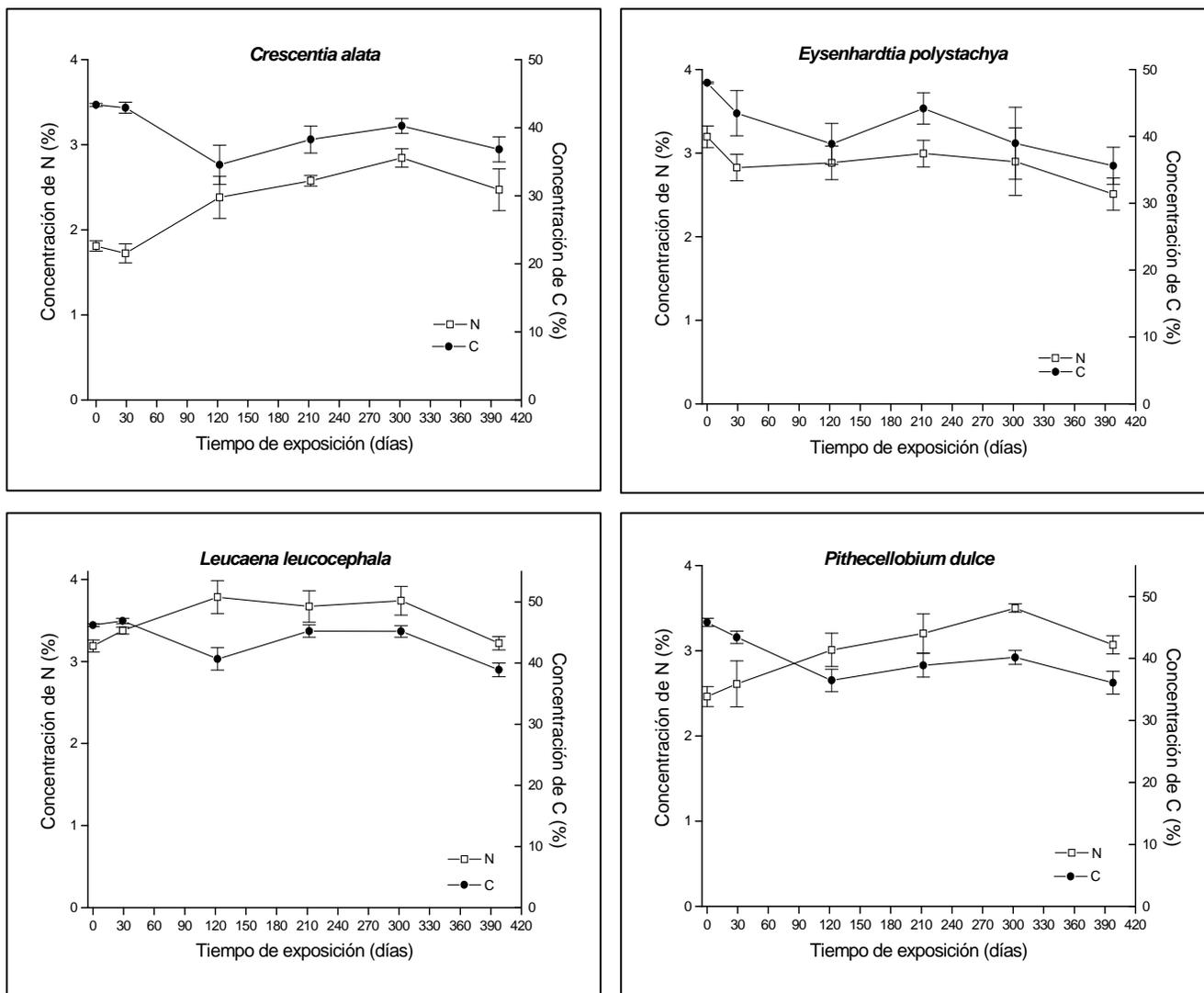


Figura 17. Concentración de nutrientes del mantillo en descomposición para cuatro especies arbóreas nativas de selva baja caducifolia establecidas en una plantación forestal de 10 años de edad en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. El cuadrado abierto ( $\square$ ) representa la concentración de N y el círculo cerrado ( $\bullet$ ) la concentración de C.

Todas las especies presentaron mayores concentraciones de N y C al inicio de la descomposición que en tiempos subsecuentes (Figura 19). *C. alata* significativamente presentó diferencias en las concentraciones de N ( $F_{4,10} = 6.05$ ,  $p=0.010$ ) y C ( $F_{4,10}=23.04$ ,  $p<0.0001$ ) a través del tiempo de descomposición. El N fue significativamente mayor a los 29 y 122 días de descomposición y menor a los 212 y 398 días. El C significativamente mayor a los 29 días de descomposición y menor a los 212 y 398 días. *E. polystachya* presentó diferencias significativas en las concentraciones de N ( $F_{4,10}=18.44$ ,  $p<0.0001$ ) y C ( $F_{4,10}=20.83$ ,  $p<0.0001$ ) a

través del tiempo. Ambos nutrientes presentaron significativamente mayores concentraciones a los 29 días y menores en el resto de tiempos similares entre sí. *L. leucocephala* presentó diferencias significativas en las

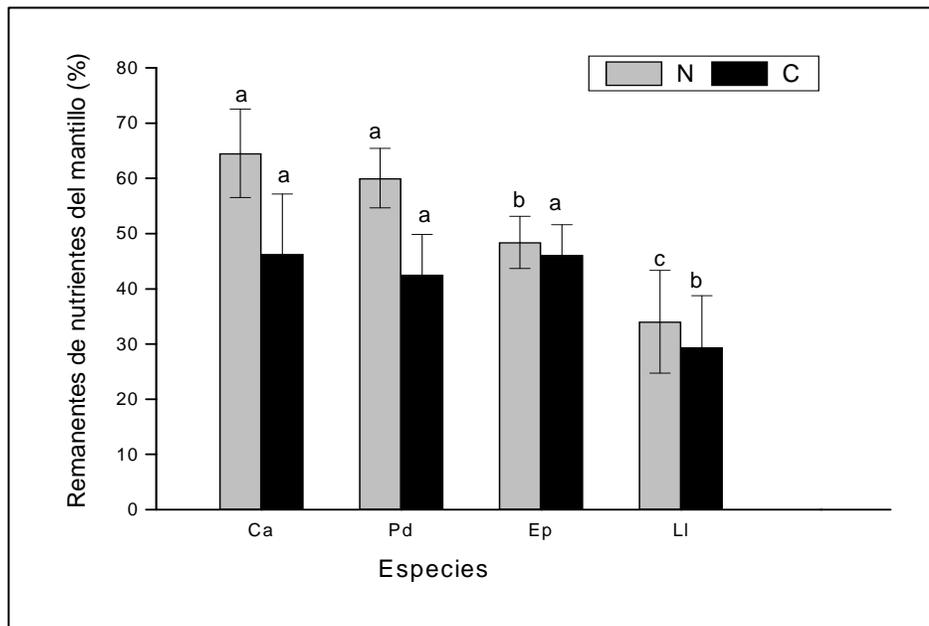


Figura 18. Remanentes de nutrientes del mantillo en descomposición de las especies arbóreas *Crescentia alata* (Ca) *Pithecellobium dulce* (Pd), *Eysenhardtia polystachya* (Ep) y *Leucaena leucocephala* (LI), en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las barras verticales son los errores estándar. Las diferentes letras son diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) de Carbono (C) y Nitrógeno (N) remanentes entre especies aportadas por la prueba de Duncan.

concentraciones de N ( $F_{4,10}=15.30$ ,  $p < 0.0001$ ) y C ( $F_{4,10}=11.48$ ,  $p < 0.0001$ ) conforme al tiempo de descomposición, significativamente mayores al inicio, a los 29 días y menores para el N a los 302 y 398 días de descomposición y para el C a los 398 días. *P. dulce* presentó diferencias significativas en las concentraciones de N ( $F_{4,10}=3.93$ ,  $p=0.036$ ) y C ( $F_{4,10}=10.66$ ,  $p=0.001$ ) de los diferentes remanentes de mantillo sometidos a descomposición. El N y el C fueron significativamente mayores al inicio de la descomposición, 29 días y menores en el resto de tiempos 122, 212, 302 y 398 (Figura 19).

### 7.4.3 Cocientes C/N

Los cocientes C/N del mantillo en descomposición difirieron significativamente entre especies ( $F_{3,68}=10.87$ ,  $p < 0.0001$ ) y tiempos ( $F_{5,66}=10.50$ ,  $p < 0.0001$ ). El cociente C/N de *C. alata* fue el más alto ( $17.97 \pm 2.08$ ) y diferente significativamente a los de todas las demás especies, los cocientes de *E. polystachya* y *P. dulce* le siguieron en

magnitud ( $14.38 \pm 0.33$  y  $13.86 \pm 1.27$ ) fueron similares entre sí, *L. leucocephala* fue la especie con el menor cociente C/N ( $12.61 \pm 0.55$ ) y difirió significativamente de *E. polystachya*, pero no de *P. dulce* (Figura 20).

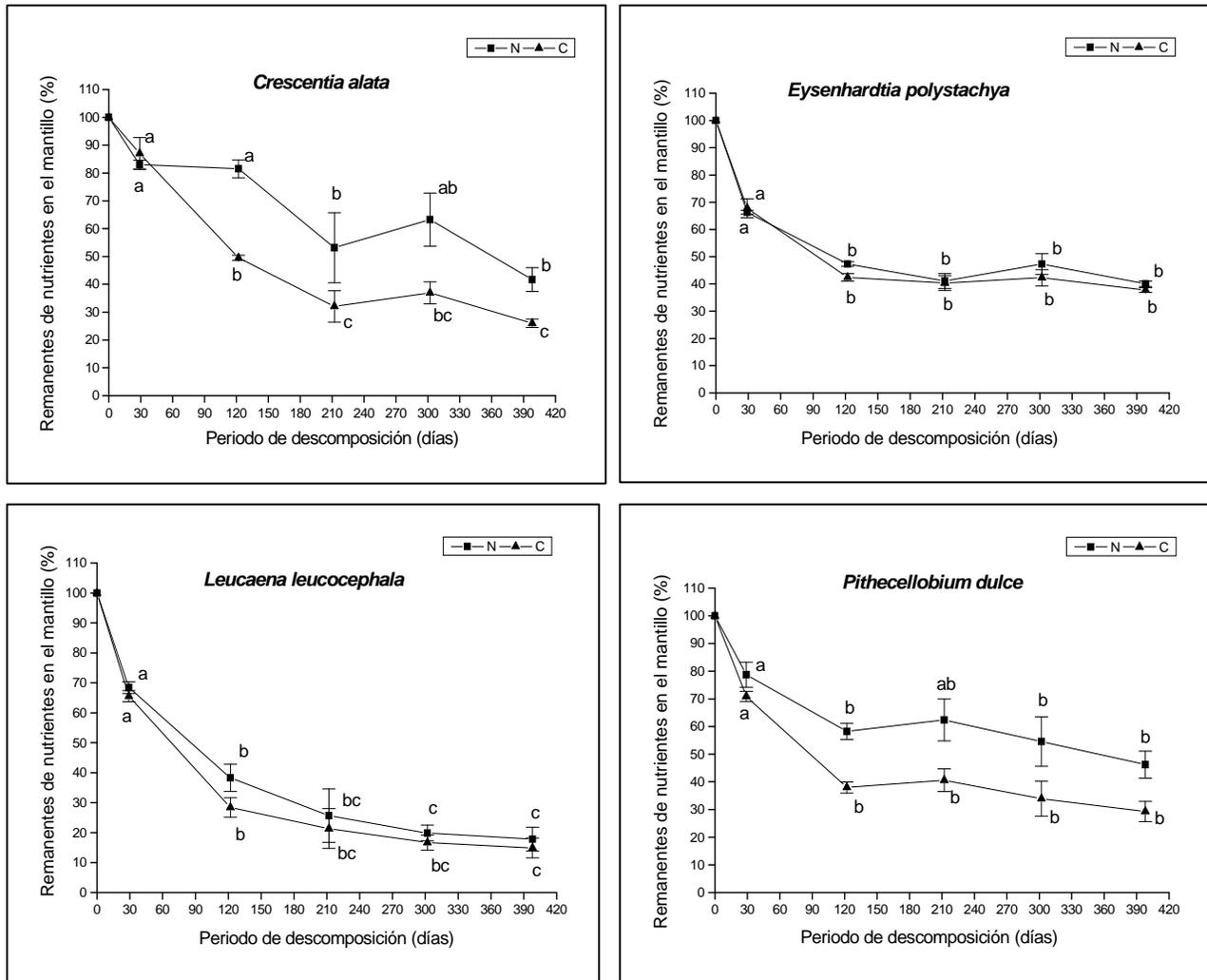


Figura 19. Remanentes de C y N del mantillo (porcentaje de peso seco) en función de los diferentes periodos de descomposición de cada especie arbórea nativa de selva baja caducifolia establecida en una Plantación forestal de 10 años en el campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las letras son diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) aportadas por la prueba de Duncan.

Respecto al promedio del tiempo de descomposición entre las cuatro especies, los cocientes de 0 y 29 días de descomposición fueron significativamente similares entre sí y más altos que los demás cocientes correspondientes a los siguientes tiempos de descomposición, que fueron significativamente similares entre sí (Figura 21).

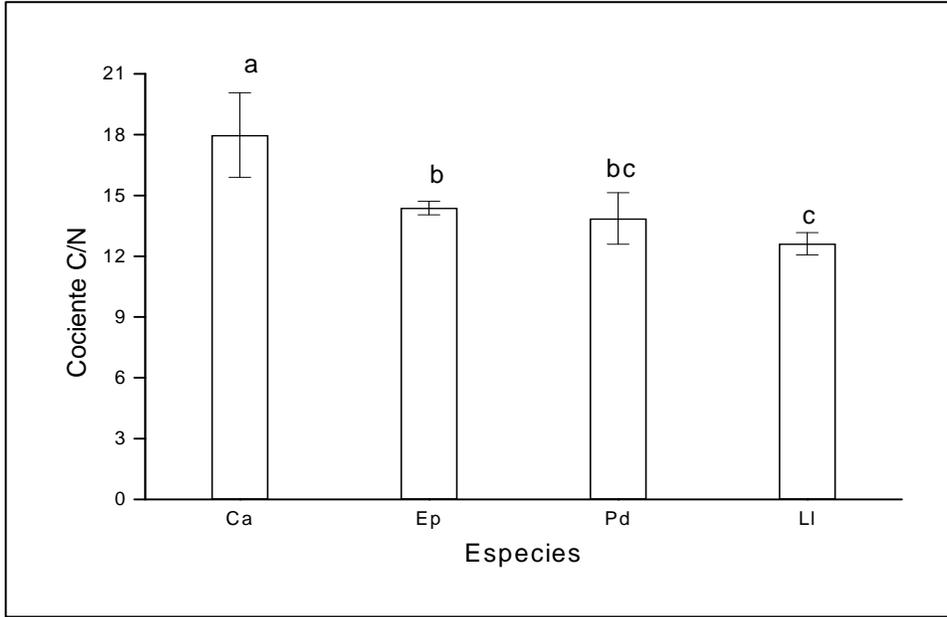


Figura 20. Cocientes C/N promedio del mantillo en descomposición de las especies arbóreas *Crescentia alata* (Ca), *Eysenhardtia polystachya* (Ep), *Leucaena leucocephala* (LI) y *Pithecellobium dulce* (Pd), en una plantación forestal de 10 años en el campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las barras verticales son los errores estándar. Las diferentes letras son diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) aportadas por la prueba de Duncan.

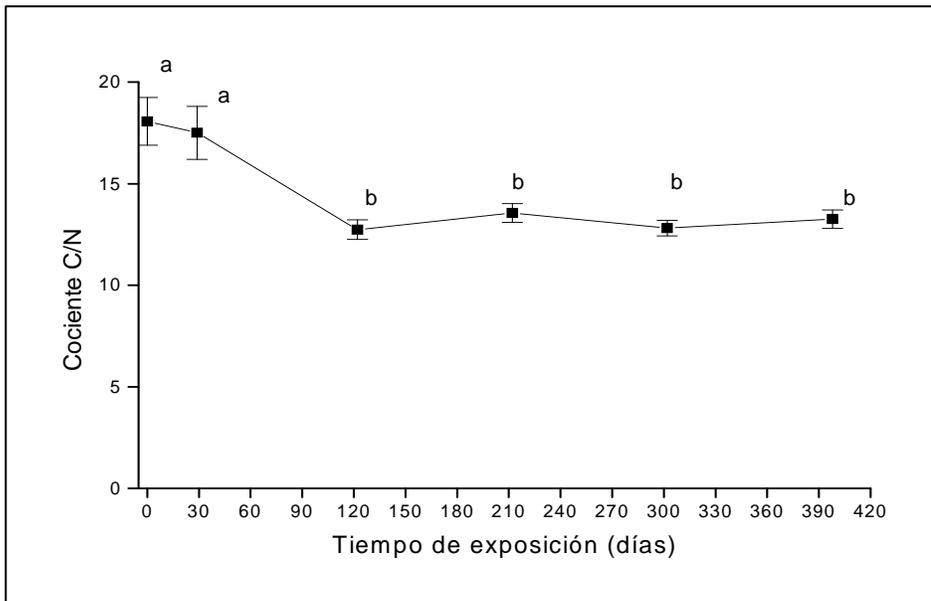


Figura 21. Dinámica de los cocientes C/N promedio del mantillo en descomposición entre 0 y 398 días de exposición del conjunto de las especies (*Crescentia alata*, *Eysenhardtia polystachya*, *Leucaena leucocephala* y *Pithecellobium dulce*) establecidas en una plantación forestal de 10 años en el Campo experimental del INIFAP, Zacatepec Morelos. Las barras verticales son los errores estándar. Las diferentes letras son las diferencias significativas entre los tiempos de exposición ( $P < 0.05$ ), aportadas por la prueba de Duncan.

## VIII DISCUSIÓN

### 8.1 Producción de hojarasca

#### 8.1.1 Producción de hojarasca total, foliar y de flores, frutos y semillas.

La caída de hojarasca es la principal fuente de retorno de materia orgánica y nutrientes al suelo, y de la formación de humus en los ecosistemas forestales (Spain, 1984 en Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). El aporte anual de hojarasca al suelo de la plantación de 10 años por parte de las cuatro especies del estudio, fue de  $2.72$  a  $13.84 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , este aporte se obtuvo con una densidad de  $1,666$  árboles  $\text{ha}^{-1}$ . Este valor está dentro del intervalo encontrado para varias especies arbóreas en plantaciones jóvenes de regiones tropicales (Tabla 8). Montagnini *et al.* (1993) reportan un rango de producción de  $8.2$  a  $12.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para cuatro especies arbóreas en una plantación de 4 años con densidad de  $2,500$  árboles  $\text{ha}^{-1}$  en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. Jamaludheen y Kumar (1999) encontraron producciones anuales de  $3.43$  a  $12.69 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para una plantación con nueve especies arbóreas de 8 a 9 años de edad con una densidad de  $2,500$  árboles  $\text{ha}^{-1}$  en Kerala India. Parrotta (1999) reporta un rango de  $5.3$  a  $10.0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  para plantaciones mixtas de *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* y *Leucaena leucocephala* de 3.5 años en Puerto Rico. Lemma *et al.* (2007) reportan una producción de  $8.9$  a  $10.8 \text{ Mg ha}^{-1}$  para *Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus grandis* y *Pinus patula* en plantaciones de las zonas altas de Etiopía. Las tasas de caída de hojarasca de este estudio fueron similares al de otras plantaciones más jóvenes y con mayor densidad, porque en las plantaciones jóvenes su edad se compensa con su mayor densidad de individuos (Maguire, 1994; Yamashita *et al.*, 2004), debido a que el espaciamiento de los árboles afecta la producción de hojarasca (Maghembe *et al.*, 1986) al igual que la edad de las mismas (Cuevas y Lugo, 1998).

En otros estudios se han encontrado una relación directa entre el área basal y volumen de la copa con el aporte de hojarasca (Álvarez- Sánchez, 1988; Descheemaeker *et al.*, 2006), en este estudio *P. dulce* tuvo la mayor producción de hojarasca entre las especies estudiadas, al igual que *Pithecellobium elegans* en el estudio de Montagnini (2000) en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. Debido a que esta especie presentó mayor área basal, cobertura y volumen de la copa (Virgéz *et al.*, 2004) que las otras especies. *L. leucocephala* presentó la segunda mayor producción anual de hojarasca, y al mismo tiempo, como en *P. dulce*, una mayor área basal, cobertura y volumen de la copa que las otras dos especies, *E. polystachya* y *C. alata*. La producción anual de hojarasca de *L. leucocephala* fue similar al valor reportado por Parrotta ( $9.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; 1999) para esta misma especie en una plantación mixta en Puerto Rico y al de una plantación agroforestal reportada por Lulandala y Hall (1987; Tabla 8) en zona de bosque tropical seco.

Tabla 8. Producción de hojarasca de especies arbóreas en plantaciones tropicales

Especie	Producción de hojarasca (Mg ha <sup>-1</sup> )		Características del sitio	Fuente
	Hojas	Total		
<i>L. leucocephala</i>	6.18		Plantación agroforestal, intercultivo con maíz, frijol y presencia o ausencia de hierbas en Mafiga, Morogoro, Tanzania, 200 000 árboles ha <sup>-1</sup> .	Lulandala y Hall, 1987
<i>Vochysia ferruginea</i>	11.01	12.63	Plantación de 4 años con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica zona tropical húmeda o seca.	Montagnini, <i>et al.</i> 1993
<i>Vochysia guatemalensis</i>	8.85	9.52		
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	8.27	11.71		
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	8.02	8.2	Plantaciones de 28-40 años en las tierras altas de Etiopía con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> .	Lisanework y Michelsen, 1994
<i>Cupressus lusitanica</i>		5.01		
<i>Eucalyptus globulus</i>		5.83		
<i>Juniperus procera</i>		6.53		
<i>Bosque maduro</i>		10.87		
<i>Leucaena leucocephala</i>		9.7	Plantación de 3.5 años de la Estación experimental Toa Baja, Puerto Rico.	Parrotta, 1999
<i>Casuarina equisetifolia</i>		8.6		
<i>Eucalyptus robusta</i>		5.4		
<i>Acacia mangium</i>	4.4	5.9	Plantación de 5 años al sur de Sumatra, Indonesia.	Saharjo <i>et al.</i> , 2000
<i>Terminalia superba</i>	6.15	6.79	Plantación de 7-8 años de <i>Terminalia superba</i> en <i>Mayombe, Congo</i> .	Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006
<i>Terminalia superba</i>	6.45	7.10	Plantación de 12-13 años de <i>Terminalia superba</i> en <i>Mayombe, Congo</i> .	Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006
<i>Crescentia alata</i>	2.67	2.72	Plantación de 10 años con 1,666 árboles ha <sup>-1</sup> en el Campo Experimental del INIFAP Zacatepec, Morelos.	El presente estudio
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	2.90	3.91		
<i>Leucaena leucocephala</i>	6.22	10.83		
<i>Pithecellobium dulce</i>	9.35	13.84		

En este estudio las hojas constituyeron la mayor proporción de hojarasca total (57.4-98.4%) al igual que en otros estudios en bosques tropicales secos: en bosques de tierras altas de Etiopía (57-77%; Lisanewok y Michelsen, 1994), en Chamela (70%; Martínez-Yrizar, 1995) y en tierras altas de Tigray Etiopía (68-86%; Descheemaeker *et al.*, 2006). En cuanto a los otros componentes de la hojarasca, ramas y flores, frutos y semillas, presentaron menores proporciones que dependieron de las estrategias de cada especie en su fenología y abscisión de sus estructuras (Palma *et al.*, 2000).

*C. alata* desprendió más hojas que el resto de estructuras, tiene ramas muy fuertes capaces de sostener a los frutos grandes y por lo mismo, difíciles de desprenderse. Produjo pocas flores y frutos por ser una especie de lento crecimiento (Batis *et al.*, 1999), que a la edad de 10 años aún no ha alcanzado la madurez. Mientras que *L. leucocephala* tuvo la mayor proporción de ramas por ser estas estructuras menos fuertes y desprenderse con mayor facilidad, además estar sometida a continua alteración por parte de los humanos que consumen sus frutos. *P. dulce* y *L. leucocephala* fueron las especies con mayor producción anual de hojarasca foliar y de flores, frutos y semillas por tratarse de especies perenifolias y de rápido crecimiento que a los diez años ya alcanzaron la edad reproductiva.

### 8.1.2 Dinámica de la producción de hojarasca

En este estudio, la caída de hojarasca total y foliar estuvo caracterizada principalmente por tasas bajas en la estación lluviosa y altas en la estación seca. Este comportamiento es considerado común en los bosques tropicales secos por los pronunciados cambios estacionales en la lluvia (Lisanewok y Michelsen, 1994; Martínez-Yrizar, 1995; Sundarapandian y Swamy, 1999; Palma *et al.*, 2000; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003). En la época de secas hay un déficit hídrico que representa una fracción del ciclo anual en la que los recursos (luz, agua, nutrientes) no son explotados o son usados en baja intensidad (Kushwaha y Singh, 2005).

*C. alata* es una especie caducifolia que tuvo una mayor producción de hojarasca total y foliar en los meses secos (enero a mayo). Esta producción estuvo correlacionada negativamente con la precipitación, lo que se explica por el efecto del estrés hídrico en el que la planta no puede suministrar agua a las hojas y para enfrentar estas condiciones toma como estrategia la abscisión de las hojas generada por la síntesis del ácido abscísico (Addicott, 1978) que estimula la senescencia de las hojas y otras partes de la planta (Swift y Anderson, 1989; Sundarapandian y Swamy, 1999; Liu *et al.*, 2002). La variación estacional de la caída de hojarasca encontrada en esta especie fue similar a lo reportado en estudios que describen sus características (Batis *et al.*, 1999). Al mismo tiempo, sus flores, frutos y semillas fueron principalmente desprendidas al final de la época seca e inicio de la época de lluvias (mayo y junio), periodo que coincide con el reportado por Solares (1997).

*E. polystachya* es una especie decidua que tuvo mayor producción de hojarasca total y foliar al final del periodo de lluvias (septiembre y octubre). Esta especie tiene como estrategia desprender su hojarasca antes del comienzo de la sequía, debido a que suele crecer en suelos con baja humedad donde generalmente los árboles tiran sus hojas rápidamente al final de la estación lluviosa (Martínez-Yrizar y Sarukhán, 1990). En tanto, su hojarasca compuesta por ramas suele desprenderse en mayor medida en los meses lluviosos y más calurosos del año (mayo a julio), porque las lluvias y el calor permiten que la madera se fragmente y pueda desprenderse de los árboles (Vanderbilt *et al.*, 2008). Palma *et al.* (2000) también reportan especies con mayor producción de ramas en lluvias. Se presentó la mayor caída de flores, frutos y semillas principalmente en la época de secas (diciembre a marzo) periodo que concuerda con la dispersión de frutos reportada por Arriaga (1991) y Cervantes *et al.*, (2001).

*L. leucocephala* presentó un patrón de caída de hojarasca total no definido con picos máximos y mínimos en todo el año, comportamiento semejante al ocurrido en los estudios de Jamaludheen y Kumar (1999) y de Parrotta (1999). La caída de hojarasca foliar fue más alta al final de lluvias (octubre a diciembre) y menor a principio y mediados de lluvias (mayo a julio). Estas características la convierten en una especie brevidecidua, ya definida por otros autores (Batis *et al.*, 1999). La mayor producción de ramas ocurrió en los meses más calurosos (abril, junio y septiembre), pues el calor permitió que la madera se secase y fragmentara cayendo del árbol (Vanderbilt *et al.*, 2008). La producción de flores y frutos fue mayor durante la época seca (febrero a abril) datos que concuerdan con lo señalado por Batis *et al.* (1999) y Kushwaha y Singh (2005) de maduración de frutos de marzo a abril.

*P. dulce* es una especie que presentó un continuo aporte de hojarasca a lo largo del año, tuvo un pico de caída de hojarasca total que coincidió con finales de secas principios de lluvias (abril a mayo) y una principal caída de hojarasca foliar a finales de lluvias y principios de secas (octubre a diciembre), lo que la coloca como especie que no presenta un patrón definido en la caída de hojas. Las ramas se desprendieron en mayor cantidad en el periodo más caluroso del año (abril a agosto) porque el aumento de temperatura permite que se evapore agua de los tejidos vegetales y por tanto sea más fácil su fraccionamiento y caída de los árboles (Vanderbilt *et al.*, 2008). Las flores y frutos cayeron a finales del periodo de secas y principios de lluvias (marzo a mayo). El mes de marzo corresponde a la floración que se presenta de noviembre a marzo, los frutos se encuentran a partir de febrero y su maduración es de abril a mayo, en este último es en el que se presenta la dispersión de la semilla (Batis *et al.*, 1999; Cervantes *et al.*, 2001)

## 8.2 Contenido de nutrientes en la hojarasca foliar

### 8.2.1 Porcentaje de nutrientes en la hojarasca foliar

Las concentraciones medias de N foliar fueron altas y superan las reportadas para diversas plantaciones (Tabla 9), posiblemente porque en el presente estudio se encuentran tres leguminosas, especies que se caracterizan por fijar biológicamente grandes cantidades de N (Forrester *et al.*, 2006). Las concentraciones de P y K estuvieron dentro del intervalo de las reportadas para otras especies arbóreas en plantaciones tropicales (Montagnini *et al.*, 1993; Jaramillo y Sandford, 1995; Byard *et al.*, 1996; Montagnini, 2000; Tabla 9). Las concentraciones de Ca y Mg fueron superiores a las reportadas por varios estudios (Tabla 9).

Al igual que en el estudio de Palma *et al.* (2000) las especies presentaron una variabilidad estacional en las concentraciones de N y P. Todas las especies presentaron mayores concentraciones de estos nutrientes en lluvias, como sucedió con las especies en los estudios de Jamaludheen y Kumar (1999) y Rentería *et al.* (2005). El Ca y Mg también fueron mayores en lluvias para *C. alata* y *E. polystachya*, al igual que como también ocurrió con Ramírez *et al.* (2006) en un matorral espinoso de Nuevo León (Chapin, 1980; Lawrence y Foster, 2002) y durante las lluvias no lo hacen (Martínez Yrizar y Sarukhan, 1990). Al parecer, la reabsorción de los nutrientes de las partes senescentes es más eficiente durante la sequía, esto probablemente sea una estrategia de las plantas de conservar los nutrientes internamente durante un episodio de estrés (Adicott, 1978). Por el contrario, cuando la humedad del suelo y temperatura son favorables (dos principales factores que influyen la descomposición y liberación de nutrientes) la eficiencia en el ciclaje de nutrientes interno es menor (Adicott, 1978).

El K fue mayor en el periodo de secas para *E. polystachya* y *P. dulce* al igual que como sucedió en los estudios de Lisanewick y Michelsen (1994), Jamaludheen y Kumar (1999), Campo *et al.* (2000), Palma *et al.* (2000) y Liu *et al.* (2002) por que según estos autores, existe un decremento en la lixiviación de este elemento altamente móvil en la época de lluvias. En secas, también fueron mayores el Ca para *L. leucocephala* y el Mg para *L. leucocephala* y *P. dulce*, probablemente por su pérdida mediante lixiviación al igual que como sucede con el K.

Las altas concentraciones de casi todos los nutrientes en ambas estaciones por parte de *E. polystachya* pudieron deberse a que su material foliar fue tomado directamente de los árboles, sin que cayeran de forma natural. Esto pudo haber evitado una completa reabsorción de nutrientes por los árboles antes de la caída de la hojarasca, cuando normalmente los nutrientes son translocados de las hojas senescentes antes de la abscisión y llevados a otros tejidos vegetales.

Tabla 9. Concentración de nutrientes (%) en la hojarasca foliar de diferentes especies de bosques tropicales, establecidas en plantaciones.

Especies	N	P	K	Ca	Mg	Localidad	Referencia
<i>Leucaena leucocephala k8</i>	2.31	0.13	1.96	1.14.	0.40	Plantación agroforestal Mafiga, Morogoro, Tanzania.	Maghembe <i>et al.</i> , 1986
<i>Inga edulis</i>	3.18	0.22	1.25	0.74	0.17	Sistema agroforestal en la Estación experimental Yurimaguas en el Bazón Amazónico del Perú.	Palm y Sánchez, 1990
<i>Cajanus cajan</i>	3.48	0.18	1.35	0.63	0.18		
<i>Erythrina sp.</i>	3.52	0.21	2.02	0.88	0.35		
<i>Casuarina equisetifolia</i>	1.56	0.157	0.479	1.23	0.226	Plantación experimental de Puerto Rico 5.5 años	Wang <i>et al.</i> , 1991.
<i>Albizia procera</i>	3.28	0.304	1.50	0.96	0.435		
<i>Eucalyptus robusta</i>	0.87	0.134	0.518	0.80	0.464		
<i>Leucaena leucocephala k8</i>	3.25	0.202	1.63	2.34	0.540		
<i>Leucaena leucocephala P.R.</i>	3.36	0.172	1.43	2.64	0.580		
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	1.27	0.19	0.16	1.72	0.29		
<i>Vochysia guatemalensis</i>	0.74	0.11	0.14	2.28	0.41	Plantación de 4 años con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> en la Estación biológica La Selva, Costa Rica.	Montagnini <i>et al.</i> , 1993
<i>Vochysia ferruginea</i>	0.71	0.10	0.15	1.97	0.22		
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	0.88	0.18	0.37	2.39	0.54		
<i>Jacaranda copaia</i>	2.68	0.18	0.58	0.40	0.21	Plantación de 3 años con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> en la Estación biológica La Selva, Costa Rica .	Montagnini, 2000
<i>Vochysia guatemalensis</i>	1.73	0.14	1.01	1.01	0.40		
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	2.35	0.23	0.87	0.37	0.18		
<i>C.brasiliense</i>	0.99	0.75	0.35.	0.68	0.09		
<i>Vitellaria paradoxa</i>	1.56	0.18	0.43	1.63	0.11		
<i>Parkia biglobosa</i>	2.20	0.24	0.22	2.36	0.12	Tierras de plantación en Burkina Faso, al oeste de África.	Bayala <i>et al.</i> , 2005
<i>Terminalia superba</i>	1.35					Plantación de 7 a 8 años en Mayombe, Congo.	Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat 2006
<i>Terminalia superba</i>	1.37					Plantación de 12-13 años en Mayombe, Congo.	Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat 2006
<i>Crescentia alata</i>	1.17*	0.07*	0.75*	2.88*	0.49*	Plantación de 10 años con 1,666 árboles ha <sup>-1</sup> en el Campo Experimental Zacatepec del INIFAP, Morelos.	El presente estudio
	4.60**	0.25 **	0.81**	6.09**	1.05**		
	2.88	0.16	0.78	4.48	0.77		
<i>Eysenhardtia polystachya,</i>	5.21*	0.34*	1.11*	6.07*	0.72*		
	5.81**	0.36**	0.79**	9.66**	1.03**		
	5.51	0.35	0.95	7.86	0.87		
<i>Leucaena leucocephala</i>	4.33*	0.25*	1.77*	7.46*	1.40*		
	6.21**	0.35**	0.85**	5.95**	1.05**		
	5.27	0.3	1.31	6.70	1.22		
<i>Pithecellobium dulce</i>	4.84*	0.19*	2.04*	5.85*	0.92*		
	5.36**	0.24**	0.53**	5.91**	0.66**		
	5.1	0.21	1.28	5.88	0.79		

\*secas, \*\*lluvias

## 8.2.2 Flujo de nutrientes

La dinámica del mantillo es uno de los mecanismos de recarga de nutrientes en ecosistemas forestales naturales y plantaciones que juega un rol vital en mantener la fertilidad del suelo (Berendse, 1999). Los árboles fijadores de N, principalmente las leguminosas, han sido ampliamente exaltados por sus características de mejora de la fertilidad del suelo relacionadas con su gran producción de N y frecuentemente rápida descomposición de la hojarasca foliar (National Academy of Sciences, 1979 en Parrotta, 1999). Este comportamiento coincide con este estudio, ya que las leguminosas *P.dulce* y *L. leucocephala* fueron las que aportaron las más altas cantidades de nutrientes, como también se ha reportado en dos plantaciones de Costa Rica (Montagnini, 2000; Palma *et al.*, 2000).

Para las cuatro especies el patrón de flujo de nutrientes al suelo de la plantación vía la caída de hojarasca fue en orden de magnitud  $\text{Ca} > \text{N} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P}$  tanto en secas como en lluvias. En secas *P. dulce* fue la especie con mayor flujo de nutrientes por producir grandes cantidades de hojarasca foliar. En lluvias *P. dulce* presentó el mayor flujo de Ca y N, y *L. leucocephala* el de P, K y Mg, comportamiento parecido al que esta especie presentó en plantaciones mixtas de 3.5 años en Puerto Rico, que incluyeron a *L. leucocephala*, *Casuarina equisetifolia* y *Eucalyptus robusta* (Parrota, 1999).

El N es esencial para la formación de aminoácidos, aminoenzimas, ácidos nucleicos, clorofila, alcaloides (Jones, 1998). Los aportes totales anuales de N por parte de *P.dulce* ( $472.6 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) y *L. leucocephala* ( $322.0 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) fueron superiores a los reportados en diversas plantaciones (Tabla 10). En una plantación de nueve especies arbóreas de 8 a 9 años en Kerala India, con  $2500 \text{ árboles ha}^{-1}$ , *L. leucocephala* aportó  $120 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , en una parcela experimental en Yucatán aportó  $126 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Delgado Carranza, 1998) y en plantaciones de 3.5 años combinada con *C. equisetifolia* y *E. robusta* presentó de 117 a  $193 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Parrotta, 1999, Tabla 10). Los valores altos de N fueron posiblemente por la dominancia de las especies fijadoras de N dentro de la plantación, que permitió una mayor circulación de este nutriente, por dar un suministro no limitado de este nutriente al resto de plantas que crecen junto a ellas (Vitousek, 1984; Forrester *et al.*, 2006).

El P es el componente de enzimas y proteínas, del adenosin trifosfato (ATP) y ácidos ribonucleicos (DNA y RNA; Jones, 1998). Además, un pulso de P disponible es crítico para iniciar la formación y maduración de tejido reproductivo, producción de frutos, crecimiento de flores y la formación de nuevas hojas, que generalmente recomienza al final de la estación seca (McGrath *et al.*, 2000). En una plantación, el incremento del P disponible puede ser de gran importancia para la productividad de la misma, al igual que en un Selva Caducifolia (Campo, 2003). La disponibilidad de P depende de factores que controlan la descomposición y mineralización de este elemento en la materia orgánica -la temperatura, la humedad y la calidad del sustrato-, al igual que de las

variaciones estacionales en la demanda por las plantas y la competencia con la población microbiana por este elemento (McGrath *et al.*, 2000), ya que este nutriente está controlado por la absorción por las plantas, y depende de las transformaciones biológicas del fósforo orgánico (Jones, 1998, McGrath *et al.*, 2000). El fósforo para las leguminosas es un factor limitante para la producción de biomasa (Glumac *et al.*, 1987). En el presente estudio, el retorno de P anual fue en dos de las especies (*P.dulce*, 19.7 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y *L. leucocephala*, 18.1 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) superior al retorno anual reportado por otros estudios en plantaciones tropicales con otras especies (Tabla 10). Los valores fueron superiores gracias a la gran producción de hojarasca. *P.dulce* fue la especie con mayor concentración de P foliar, por lo que aportó mayor cantidad de este elemento al suelo (Rentería *et al.*, 2005) por ser la caída de hojarasca la principal fuente de retorno de P de la vegetación al suelo y que representa más del 90% de su flujo total (Campo *et al.*, 2001). Los altos niveles de P también se pueden deber a la fijación de N, puesto que influye la disponibilidad de P y este nutriente a su vez también afecta directamente la fijación de N a través del efecto que tiene sobre el crecimiento de las plantas (Forrester *et al.*, 2006).

El K no es un constituyente de estructuras orgánicas pero tiene como principales funciones mantener el estatus hídrico de la planta, en la presión de turgencia y el abrir y cerrar de los estomas (Jones, 1998); es requerido para la acumulación y translocación de nuevas formas de carbohidratos (Jones, 1998) y para la regulación de actividades enzimáticas (Marschner, 1995). Los aportes de K anuales, de todas las especies, fueron superiores a los reportados para otras especies establecidas en plantaciones forestales (Tabla 10). En la época de secas los aportes de cada una de las especies de este estudio (de 11.99 a 110.95 Kg ha<sup>-1</sup>) fueron superiores al aporte de este nutriente reportado por Campo *et al.* (2000), de 10.15 Kg ha<sup>-1</sup> en una selva baja caducifolia madura de Chamela, Jalisco, al igual que también lo fueron para nueve especies arbóreas (3.4-15.7 Kg K ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) de 8 a 9 años con 2,500 árboles ha<sup>-1</sup> estudiadas por Jamaludheen y Kumar en una plantación de Kerala, India (1999) y al de una plantación de 4 años con 2,500 árboles ha<sup>-1</sup> en La selva, Costa Rica (29.7 Kg K ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) reportado por Montagnini *et al.* (1993). En la época de lluvias los aportes de K (3.58 a 23.89 Kg ha<sup>-1</sup>) fueron cercanos al reportado por Campo *et al.* (2000; 12.96 Kg ha<sup>-1</sup>) en una selva baja caducifolia madura de Chamea, Jalisco. El que nuestro estudio haya presentado mayor flujo de K puede deberse a la gran producción de hojarasca y a que las especies crecen en un vertisol en el que no hay limitación de este nutriente (Cuenca-Adame, 2000).

El Ca es un nutriente mineral predominantemente activo en las paredes celulares y membranas plasmáticas que participa en el control de mecanismos de crecimiento y desarrollo de las plantas (Marschner, 1995), activa enzimas para la mitosis, división celular y elongación (Jones, 1998). Es importante también para la síntesis de proteínas y transferencia de carbohidratos y puede detoxificar la presencia de metales pesados en la planta (Jones, 1998). El aporte anual de este elemento por parte de *P.dulce* y *L.leucocephala* fue superior al

reportado para otras especies establecidas en plantaciones tropicales (Tabla 10). En la temporada seca, los aportes fueron superiores al reportado por Campo *et al.* (2000) de 39.14 Kg ha<sup>-1</sup> en una selva baja caducifolia de Chamela, pero similares a los aportes de *V. ferruginea* (217 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y *V. guatemalensis* (201.9 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en una plantación de Costa Rica de 4 años con 2,500 árboles ha<sup>-1</sup> (Montagnini *et al.* 1993). En la época de lluvias, los aportes también fueron superiores al aporte reportado por Campo *et al.* (2000) de 74.84 Kg ha<sup>-1</sup>, a excepción de *C. alata*. hubo mayor aporte de Ca que de N, porque según McGrath *et al.* (2000) en la SBC de México, prevalece la inmovilización de Ca, y en el caso del N, hay un balance entre la salida y la inmovilización. El Ca se acumula en las hojas senescentes, mientras que el N es retraslocado por efecto de la madurez de las hojas (Jones, 1998). La gran cantidad de este nutriente implica una ausencia de reabsorción, y por tanto se sugiere que este bioelemento no está limitado en el suelo (Palma *et al.*, 2000), aunado a ello se sabe que en los vertisoles no hay falta de este elemento (Cuenca-Adame, 2000).

El Mg es el principal elemento en la clorofila y sirve como cofactor en muchas enzimas (Marschner, 1995). El aporte de Mg anual por *P. dulce* y *L. leucocephala* fue superior al otorgado por otras especies establecidas en plantaciones tropicales (Tabla 10). En época de secas, el aporte de este elemento fue superior al reportado por Campo *et al.* (2000) en una SBC (4.33 Kg ha<sup>-1</sup>), pero similar al de *H. alchorneoides* (43.3 Kg ha<sup>-1</sup>) establecida en una plantación de 4 especies en La Estación La Selva Costa Rica (Montagnini *et al.* 1993; Tabla 10). En la época de lluvias el aporte fue superior para la mayoría de las especies, a excepción de *C. alata*, al reportado por Campo *et al.* (2000) en una SBC de México (11.56 Kg ha<sup>-1</sup>).

Los nutrientes estudiados (N, P, K, Ca y Mg) son considerados cationes básicos que juegan importantes roles en una variedad de funciones vegetales (Marschner, 1995). Altos niveles de Ca, Mg y P hacen a la hojarasca más palatable favoreciendo la actividad de los microorganismos (Carnevale y Lewis, 2001). Estos nutrientes varían respecto a la época de secas o lluvias: *P. dulce* y *C. alata* aportaron un mantillo con mayor N, P, K, Ca y Mg en secas, al igual que *L. leucocephala* solo para Ca y Mg, elementos minerales que también incrementaron en el mantillo de la SBC madura de Chamela, Jalisco durante la misma estación. Según Campo *et al.* (1998 y 2001) esto es consecuencia de que en el periodo de secas ocurre la reducción de la actividad microbiana y la lixiviación (Campo *et al.*, 1998; Campo *et al.*, 2001), lo que resulta en un incremento en la acumulación del mantillo (Martínez-Yrizar. y Sarukhán, 1993) y en cambios en el mantillo acumulado y las concentraciones de nutrientes (Campo *et al.*, 2001). Por otro lado, *E. polystachya* aportó mayores cantidades de todos los nutrientes en lluvias, al igual que *L. leucocephala* para N y P e igual K en ambos periodos, estos resultados coinciden con Lawrence y Foster (2002) en la SBC de la Reserva de Calakmul, Campeche.

Tabla 10. Flujo de nutrientes por parte de la caída de hojarasca (Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en zonas tropicales

Especies	N	P	K	Ca	Mg	Características del sitio	Fuente
<i>Leucaena leucocephala</i>	201	25.1	267	106	34	Plantación agroforestal, intercultivo con maíz, frijol y presencia o ausencia de hierbas en Mafiga, Morogoro, Tanzania.	Maghembe <i>et al.</i> , 1986
<i>Leucaena leucocephala</i>	87	5	42	20	8	Plantación agroforestal, intercultivo con maíz, frijol y presencia o ausencia de hierbas en Mafiga, Morogoro, Tanzania.	Lulandala y Hall, 1987
<i>Casuarina equisetifolia</i>	256	-	17.8	150	28.8	Plantación experimental de 5.5 años con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> en Puerto Rico.	Wang <i>et al.</i> , 1991
<i>Albizia procera</i>	159	-	10.9	77	22.8		
<i>Eucalyptus robusta</i>	100	-	11.8	64	21.5		
<i>Leucaena leucocephala k8</i>	138	-	11.9	75	14.6		
<i>Leucaena leucocephala P.R.</i>	133	-	11.4	45	12.7		
<i>Stryphnodendron microstachyum</i>	106.7	15.7	13.2	142.3	24.0	Plantación de 4 años con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> en la Estación biológica La Selva, Costa Rica.	Montagnini <i>et al.</i> , 1993
<i>Vochysia guatemalensis</i>	65.5	9.7	12.4	201.9	36.3		
<i>Vochysia ferruginea</i>	78.2	11.0	16.5	217.0	24.2		
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	70.6	14.4	29.7	191.7	43.3		
<i>Cupressus lusitanica</i>	22.7	1.5	10.0	96.9	6.6	Plantaciones de 28-40 años en las tierras altas de Etiopía con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> .	Lisanework y Michelsen, 1994
<i>Eucalyptus globulus</i>	21.2	1.2	17.9	52.2	6.0		
<i>Juniperus procera</i>	60.6	4.2	26.4	85.5	15.4		
<i>Acacia auriculiformis</i>	203	3.8	15.7			Plantación de entre 8 y 9 años con 2,500 árboles ha <sup>-1</sup> .	Jamaludheen y Kumar, 1999
<i>Leucaena leucocephala</i>	120	6.0	11.4				
<i>Paraserianthes falcataria</i>	178	3.7	15.1				
<i>Leucaena leucocephala</i>	193.4	4.54	33.1	281.0	51.1	Plantación monoespecífica de 3.5 años en Puerto Rico	Parrotta, 1999
<i>Leucaena leucocephala</i>	117.7	2.74	22.0	155.2	24.7	Plantación de <i>L.leucocephala</i> con <i>Casuarina equisetifolia</i> de 3.5 años en Puerto Rico.	Parrotta, 1999
<i>Leucaena leucocephala</i>	142.0	3.77	24.2	154.4	31.0	Plantación de <i>L.leucocephala</i> con <i>Eucalyptus robusta</i> de 3.5 años en Puerto Rico.	Parrotta, 1999
<i>Pithecellobium dulce</i>	262.99*	10.50*	110.95*	317.84*	49.96*	Plantación de 10 años con 1,666 árboles ha <sup>-1</sup> en el Campo Experimental del INIFAP Zacatepec, Morelos..	El presente estudio
	209.58**	9.25**	20.72**	231.08**	26.10**		
	472.6	19.7	131.7	548.9	76.1		
<i>Leucaena leucocephala</i>	148.09*	8.44*	60.65*	255.13*	47.77*		
	173.88**	9.71**	23.89**	166.6**	29.49**		
	322.0	18.1	84.5	421.7	77.3		
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	56.27*	3.71*	11.99*	65.59*	7.81*		
	105.74**	6.61**	14.38**	175.87**	18.75**		
	162.0	10.32	26.4	241.5	26.6		
<i>Crescentia alata</i>	26.16*	1.63*	16.72*	64.30*	10.93*		
	20.22**	1.08**	3.58**	26.80**	4.63**		
	46.4	2.71	20.3	91.1	15.6		

\*secas, \*\*lluvias

El nivel mínimo al que un nutriente es reducido durante la senescencia dentro de la planta es el principal responsable de la disponibilidad del mismo (Rentería *et al.*, 2005). Una menor cantidad y concentración de nutrientes en la hojarasca, implica una menor disponibilidad de nutrientes (Vitousek, 1984). En algunos casos, las concentraciones de nutrientes de las hojas pueden determinar la fertilidad de los sitios, pero estas concentraciones en los tejidos son indicadores poco sensibles de la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Chapin, 1980). En nuestro estudio consideramos la entrada (aporte) de los nutrientes al suelo, pero no la liberación de los mismos, por lo que sería importante considerar en estudios posteriores la liberación de los elementos ya estudiados. Un mayor flujo de nutrientes no indica una rápida liberación de los mismos. Sin embargo las cuatro especies pueden ser empleadas para incrementar la calidad del sitio porque existe una mayor complementariedad cuando las especies son diferentes en fenología o morfología, permitiendo un incremento en la respuesta de productividad o retención de nutrientes con un incremento en la riqueza de especies (Vitousek y Hooper, 1998).

## 8.3 Descomposición de la materia orgánica

### 8.3.1 Descomposición de las especies

*L. leucocephala* fue la especie que se descompuso más rápido (perdió 83.25% de su mantillo en 398 días) debido a que esta especie contiene más agua, que se pierde al inicio, y hace que su peso se reduzca considerablemente, se liberen los compuestos hidrosolubles como los carbohidratos y proteínas, con lo que se crea un medio húmedo y rico en nutrientes favorable para la actividad microbiana y por tanto para la descomposición. Además, según Heal *et al.* (1997) y Parrotta (1999) por su estatus de fijadora de N, sus folíolos suaves, pequeños y con paredes celulares más delgadas que poseen altas concentraciones de N, Ca, Mg y K en sus tejidos, un cociente C/N inicial más bajo y los altos contenidos de N en etapas iniciales que son los que hacen al mantillo de esta especie formar un patrón de ciclaje más rápido.

Las otras tres especies (*P. dulce*, *E. polystachya* y *C. alata*) se descompusieron más lento, con tasas de descomposición similares (Tabla 11). *P. dulce* presentó una descomposición menos rápida que *L. leucocephala* por la morfología de sus hojas más rígidas y gruesas, pero su tasa de descomposición no dependió de la calidad del recurso expresada en el cociente C/N inicial.

La tasa de descomposición presentada por *E. polystachya* ciertamente no derivó de la calidad de su hojarasca con alto contenido de N, P y K (Singh, 1969) y de un cociente C/N inicial alto. Esta baja tasa posiblemente resultó de la existencia de un micrositio asoleado por la falta de un dosel cerrado, más caluroso y seco, (Byard *et al.*, 1996; Barlow *et al.*, 2007; Carrera *et al.*, 2009) que afectó a la biota de la descomposición (Valle-Arango, 2003; Reis-Valpasos *et al.*, 2007). Por otra parte, algunos autores (Singh, 1969; Ewel, 1976; Palm y

Sánchez, 1990; Byard *et al.*, 1996; Carrera *et al.*, 2009) han encontrado que las especies con alto contenido de N en las hojas no siempre se descomponen más rápido que aquellas con bajas concentraciones; la lignina y polifenoles pueden ser factores importantes para determinar las tasas de descomposición por retardar la descomposición y liberación de N al unirse a los compuestos de N de los tejidos de la planta.

*C. alata* fue la especie que al presentar el cociente C/N inicial más alto y la menor concentración de N inicial en sus hojas (1.81%) se esperaba fuera la de más lenta descomposición, pero su tasa de descomposición no fue significativamente diferente de la de *P. dulce* y *E. polystachya* debido a que posiblemente la descomposición no solo dependió en parte de la calidad de hojarasca, sino también de la condición de los microorganismos en el suelo, pues se encontraban en un mantillo rico en nitrógeno por crecer al lado de especies fijadoras de nitrógeno, al igual que como lo reporta Forrester *et al.* (2006) con *Eucaliptus* que crece al lado de *L. leucocephala* y otras leguminosas. Es probable que se descompuso más rápido por la cobertura cerrada otorgada por las especies vecinas *P.dulce* y *L. leucocephala* que otorgaron un microclima óptimo para la descomposición del mantillo; tal y como también lo reporta Attignon *et al.* (2004) para una especie de hojas con menor calidad. Esta especie por ser de lento crecimiento (Batis *et al.*, 1999), aún no ha alcanzado la fase adulta y la relación lignina celulosa aún no es alta (Chapin *et al.*, 2002).

### 8.3.2 Tiempo de descomposición

El periodo de tiempo por lo general requerido para la descomposición del mantillo en bosques tropicales deciduos es de menos de un año (6-9 meses; Singh, 1969). En un bosque tropical deciduo en Varanasi, India el mantillo se descompuso de 3-15 meses después de las primeras lluvias. Durante este periodo, mucho del material humificado fue incorporado al suelo mineral (Singh, 1969). En el presente estudio las especies individualmente requirieron más de un año para descomponerse, *L. leucocephala* fue la especie que requirió menos tiempo para descomponerse y a pesar de ello, su tiempo de descomposición fue superior al presentado en una plantación de Kerala, India que también incluye a esta especie (9 meses; Jamaludheen y Kumar, 1999) y en Kodayar, India (10 a 12 meses; Sundarapandian y Swamy, 1999). La lenta descomposición revelada en este estudio puede ser debido a que la precipitación que recibe anualmente la plantación de este estudio (918 mm) es considerablemente menor que la de las plantaciones de Kerala India (2569 mm) y la de Kodayar (2338 mm) arriba citadas.

Todas las especies del estudio presentaron una pérdida de peso significativamente rápida en los primeros 183 días de exposición, que coincidió con la época de las lluvias (mayo a noviembre), luego presentando pérdidas más pequeñas, similares y continuas. Este comportamiento fue semejante al que ocurrió en otros bosques tropicales estacionalmente secos (Martínez-Yrizar, 1995; Nuñez-Quevedo, 1998; Jamaludheen y Kumar, 1999; Sundarapandian y Swamy, 1999; Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). Esto se debe a

que en la estación lluviosa se tienen mejores condiciones de temperatura y humedad para el crecimiento de microorganismos que favorecen una rápida descomposición del mantillo por la lixiviación o mineralización de los compuestos más lábiles (Singh, 1969; Swift *et al.*, 1979; Salamanca *et al.*, 2003). Posteriormente, hay un retraso en la degradación por la acumulación de compuestos recalcitrantes que contienen moléculas de enlaces más resistentes como las hemicelulosas y ligninas (Palm y Sánchez, 1990; Aerts, 1997).

Durante el periodo de descomposición hubo gran variabilidad en la pérdida de peso de las muestras, posiblemente debido a que sobre el suelo se formó un mosaico estructural vía las diferencias en la caída de hojarasca, lo que generó microambientes con características diferenciales (humedad, profundidad del mantillo), que afectaron a las tasas de descomposición (Swift y Anderson, 1989). Además, algunas muestras estuvieron más expuestas a la desecación por estar bajo claros en el dosel y estar más expuestas al sol. Estos microambientes discontinuos pueden crear discontinuidades correspondientes en las propiedades físicas y químicas de la superficie del suelo (Vázquez-Yanes *et al.*, 1990; Molofsky y Augspurger, 1992).

### 8.3.3 Tasa de descomposición (K)

Las tasas de descomposición (K) de este estudio fueron semejantes a las reportadas por Palm y Sánchez (1990) para tres leguminosas del trópico húmedo establecidas en un sistema agroforestal en la Estación experimental de Yurimaguas, en la Cuenca amazónica del Perú (Tabla 11), a pesar de que las condiciones de humedad de esta plantación son mayores a las del presente estudio. Las semejanzas pueden deberse al tipo de mantillo aportado por las leguminosas y al tipo de suelo, un vertisol hidromórfico que permite mayor descomposición por una mayor acumulación de agua vía el hinchamiento y contracción de suelo (Attignon *et al.*, 2004). También presentó tasas similares a las de otras especies de plantaciones establecidas en condiciones climáticas parecidas (Lisanewok y Michelsen, 1994, Attignon *et al.*, 2004; Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006; Tabla 11).

En este estudio las especies arbóreas requirieron de 4.3 a 11.8 meses para perder hasta un 50% de su peso original (vida media), intervalos parecidos a los de tres leguminosas evaluadas en el trópico húmedo que requirieron de 2.3 a 9.1 meses (Palm y Sánchez, 1990), y a los intervalos de las especies estudiadas en el desierto de Sonora que requirieron de 4 a 14 meses (Nuñez-Quevedo, 1998), así como las de plantaciones de *Terminalia superba* (5.16 a 5.56 meses) en Mayombe, Congo (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006).

De manera particular, la vida media del mantillo de *L. leucocephala* fue de 4.3 meses y en el estudio de Delgado-Carranza (1998) en una parcela experimental de Yucatán, fue de solamente 10.5 días, por que el mantillo usado en el presente estudio fue tomado directamente de los árboles sin tomar en cuenta la senescencia natural de las hojas.

Tabla 11 Constantes de descomposición K para diferentes especies. Valores calculados con la ecuación exponencial para la descomposición (Olson, 1963).

Especies	Localización	Precipitación (mm)	Temperatura (°C)	K (año <sup>-1</sup> )	Referencias
<i>Inga edulis</i>	Bazón amazónico	2200	26	0.91	Palm y Sánchez 1990
<i>Cajanus cajan</i>	del Perú			1.72	
<i>Erythrina sp</i>				3.45	
<i>Cupressus lusitanica</i>	Tierras altas de Etiopia	1019		1.9	Lisanework y Michelsen, 1994
<i>Eucalyptus globulus</i>				1.5	
<i>Juniperus procera</i>				2.3	
<i>Tectona grandis</i>	Plantación joven (11-14 años) de	1100	25-29	1.7	Attignon <i>et al.</i> , 2004
<i>Senna siamea</i>	teca en la Reserva			2.9	
<i>Afitelia africana</i>	de bosque de			3.4	
<i>Ceiba pentandra</i>	Lama, Benin			1.8	
<i>Terminalia superba</i>	Plantación de 7-8 años de <i>T. Superba</i> en Mayombe, Congo	1250	18-28	1.6	Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat 2006
<i>Terminalia superba</i>	Plantación de 12-13 años de <i>T. Superba</i> en Mayombe, Congo	1250	18-28	1.5	Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat 2006
<i>Cecropia schreberiana</i>	Luquillo, Puerto Rico	3000-4000	21-25	0.68	Shiels, 2006
<i>Crescentia alata</i>	Zacatepec, Morelos, México	918.98	24.1	1.51	Presente estudio
<i>Eysenhardtia polystachya</i>				1.61	
<i>Leucaena leucocephala</i>				3.06	
<i>Pithecellobium dulce</i>				1.91	

Las tasas de descomposición están correlacionadas positivamente con la precipitación en todas las especies a excepción de *E. polystachya*, probablemente porque su descomposición está más influenciada por las condiciones microambientales bajo la copa de los árboles, una copa abierta que permite mayor exposición a la radiación solar, lo que resalta la importancia de factores edáficos y biológicos locales (Lavelle *et al.*, 1993). En tanto las otras especies gracias a la precipitación mantienen su mantillo en condiciones de humedad propicias para la actividad y desarrollo de los organismos del suelo – metabolismo de microflora y fauna descomponedora (Swift *et al.*, 1979; Lavelle *et al.*, 1993; Aerts, 1997).

### 8.3.4 Cociente C/N inicial

El cociente C/N inicial ha sido ampliamente usado como indicador de la calidad de la hojarasca, su importancia radica en que el C es la principal fuente de energía de los microorganismos para la fijación de N y el

N es asimilado dentro de las proteínas esenciales para las funciones microbianas y la desnitrificación (Heal *et al.*, 1997).

Heal *et al.* (1997) señalan que a medida que aumenta el valor de este cociente disminuye la calidad del recurso. Si la relación C/N es menor de 20, o la concentración de N es por encima de 2.5%, el N puede ser liberado y el material descompuesto rápidamente porque la materia orgánica es más fácil de ser digerida por los desintegradores. Por el contrario, si el C/N es mayor que 20 el N es inmobilizado en la microbiota desintegradora (Vitousek, 1982; Heal *et al.*, 1997; Xuluc y Tolosa *et al.*, 2003). Tres de las especies del estudio estuvieron dentro del intervalo de alta calidad (*L. leucocephala*, 14.50; *E. polystachya*, 15.07 y *P. dulce*, 18.68) lo que indica un sustrato de descomposición rápida, mientras que para *C. alata* (24.01) la calidad de su hojarasca fue más baja. Sin embargo en el presente estudio *E. polystachya* no se descompone con la misma rapidez que *L. leucocephala* a pesar de ser ambas de alta calidad, así mismo *C. alata* se descompone de manera similar a *E. polystachya* y *P. dulce*, a pesar de tener una hojarasca de baja calidad. También McGrath *et al.* (2000) obtuvieron que especies con igual concentración de N tienen diferencias en la pérdida de peso, lo que puede atribuirse a que el N forma parte de moléculas complejas difíciles de desintegrarse, o bien la descomposición no depende de la calidad del recurso de las especies, sino de las condiciones microambientales en el sitio de descomposición, principalmente la disponibilidad de humedad que puede incrementar la velocidad de descomposición. Condiciones ambientales y microambientales bajo la cobertura de los árboles (Montagnini *et al.*, 1993), que están determinadas principalmente por las diferencias en el mantillo depositado en el suelo y la forma de la copa de cada una de las especies. *P. dulce* y *L. leucocephala* tienen copas cerradas que permiten mayor retención de humedad y por tanto mayor descomposición. *C. alata* y *E. polystachya* tienen copas abiertas que permiten una mayor entrada de luz con la que se aumenta la temperatura, se reduce la humedad del suelo por incrementar la evaporación y transpiración, dando como resultado un suelo seco que reduce la actividad microbiana (Chapin *et al.*, 2002). Además es importante considerar los análisis de otros componentes tales como la lignina y polifenoles (Palm y Sánchez, 1990).

La descomposición es un proceso crítico para la liberación de nutrientes, porque regula el ciclaje de los mismos y la acumulación de materia orgánica en los suelos (Comerford, 2005; Berg y Mc. Clagherty, 2008). De este modo, contribuye a la fertilidad del suelo a través de la regeneración de nutrientes (Swift y Anderson, 1989; Berg y Mc. Clagherty, 2008). Dado que una mayor velocidad en la descomposición de la hojarasca, significa un menor tiempo de retención de nutrientes, se puede establecer un ciclo biogeoquímico más rápido para *L. leucocephala* siguiéndole *P. dulce*, *E. polystachya* y *C. alata* estas tres últimas en iguales condiciones.

## 8.4 Calidad del recurso

### 8.4.1 Concentraciones de N y C (%)

El análisis de la cantidad y calidad del mantillo o recurso aunado a la descomposición es de gran importancia para el entendimiento del flujo de energía, producción primaria y ciclaje de nutrientes en los ecosistemas forestales (Swift *et al.*, 1979; Vitousek, 1984; Sundarapandian y Swamy, 1999).

Heal *et al.* (1997) señalan que el N es uno de los factores más limitantes en la descomposición de la hojarasca porque determina el crecimiento y la transferencia de la biomasa microbiana que mineraliza al C orgánico, por eso, el mantillo con alta concentración de N tiende a descomponerse más rápido. En este estudio existieron diferencias en N para todas las especies y cambios entre la concentración inicial y final de N excepto para *E. polystachya*.

Las concentraciones de N incrementaron durante el proceso de descomposición en tres de las especies de estudio (*C. alata*, *L. leucocephala* y *P. dulce*) tal y como también sucedió en el estudio de Xuluc y Tolosa *et al.* (2003) en un bosque tropical seco de Campeche y para la mayoría de las especies estudiadas por Montagnini *et al.* (1993) en una Plantación de cuatro años en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica, así como para muchas especies, entre ellas especies decíduas reportadas por Berg y Claugherty (2008) y para Lemma *et al.* (2007) en plantaciones de las tierras altas de Etiopía. Algunas posibles razones para la acumulación de nitrógeno fueron porque se presentaron uno o más de los siguientes mecanismos: fijación, absorción de amonio, flujo caulinar, polvo, translocación fungal y/o inmovilización (Melillo *et al.*, 1982 en Xuluc y Tolosa *et al.*, 2003) y crecimiento microbiano (Berg y Mc Claugherty, 2008).

Las concentraciones del C durante el proceso de descomposición disminuyeron en dos de las especies *C. alata* y *L. leucocephala* porque para estas especies durante la descomposición, el C posiblemente fue la fuente de energía para los desintegradores, la fijación del N y la desnitrificación.

### 8.4.2 Remanentes de N y C del mantillo en descomposición

De los elementos del suelo, el nitrógeno es necesario para el desarrollo y sobrevivencia de las plantas, éste es el que presenta más transformaciones microbiológicas y por consiguiente el que dependiendo del ecosistema y su estadio se encuentra deficiente en el suelo (Marschner, 1995; Jones, 1998). La acumulación del N que solo se acumula fijándose en forma de materia orgánica es un factor que limita el desarrollo del ecosistema (Mars y Bradshaw, 1988 en Sachman, 2004). Mucho del N liberado es tomado por los microorganismos para la síntesis de sus células y solamente una pequeña parte de este es removida del suelo por desnitrificación y absorción por las plantas (Singh, 1969).

En promedio, *L. leucocephala* fue la especie con el remanente de N más bajo debido a su rápida descomposición, lo que permitió una liberación más rápida de este nutriente, mientras que *C. alata* y *P. dulce*

presentaron los más altos remanentes por su descomposición más lenta y acumulación del elemento en el mantillo durante más tiempo, al no poder ser liberado al suelo.

La descomposición fue acompañada por un decremento en la concentración de N en el peso remanente de todas las especies al igual que como sucedió en los estudios de Palm y Sánchez (1990) y Lisanevork y Michelsen (1994) por la liberación de este nutriente. Para *C. alata* y *L. leucocephala* los remanentes de N disminuyeron conforme aumentó el tiempo de descomposición, con un mayor contenido de N a los 29 días y el menor al término del experimento, esta disminución se explica por efecto de la descomposición que lleva consigo liberación de N ya sea por lixiviación, evaporación, mineralización y transferencia directa de fragmentos del mantillo (Swift *et al.*, 1979; Palm y Sánchez, 1990). *E. polystachya* y *P. dulce* presentaron mayores remanente de N a los 29 días de descomposición y menores e iguales en los siguientes tiempos, comportamiento que posiblemente se dio porque en la primera fase la fracción de N soluble fue mineralizado o lixiviado, mientras que los demás tiempos pueden ser explicados por la unión del N a las ligninas o polifenoles, por lo que ya no puede ser empleado (Swift y Anderson, 1989; Palm y Sánchez, 1990).

El C es la principal fuente de energía de los microorganismos para todos sus procesos pues regula el crecimiento y actividad de la biomasa microbiana, por ejemplo la fijación del N y la desnitrificación. *C. alata*, *E. polystachya* y *P. dulce* fueron las especies con mayor contenido de C y *L. leucocephala* con el menor por su rápida descomposición, que impidió la acumulación de este nutriente. La descomposición fue acompañada por un decremento en la concentración de C en el peso remanente de todas las especies, con mayor C al inicio del experimento (29 días) y menores en los demás periodos, debido a que durante el proceso de descomposición el C es liberado y gran parte de él se escapa en forma de CO<sub>2</sub>. En el caso de *C. alata* y *L. leucocephala* los remanentes de C disminuyeron paulatinamente conforme aumentó el tiempo de descomposición, mientras que *E. polystachya* y *P. dulce* presentaron los mayores remanentes de C a los 29 días de descomposición y menores e iguales en los siguientes tiempos. Probablemente porque hubo una inmovilización de C que implicó la toma de este nutriente proveniente de sustratos más lábiles debido a una intensa actividad de microorganismos (Swift y Anderson, 1989).

### 8.4.3 Cociente C/N

Por lo general la tasa de liberación de N de la descomposición del material vegetal está altamente correlacionada con el cociente C/N del material. Cuando el cociente de C disponible (energía) y N disponible (proteínas) es alto, los desintegradores están relativamente limitados en N y retienen este elemento en su biomasa, bajo estas circunstancias los desintegradores pueden remover el N disponible de la solución del suelo e incorporarlo dentro de su biomasa y reducir el N disponible del suelo. Cuando el cociente C/N del sustrato es

menor, los desintegradores no están limitados en N y se da una liberación neta del N inorgánico al suelo (Vitousek, 1982).

*C. alata* presentó en promedio anual el cociente C/N más alto y *L. leucocephala* el más bajo y similar al reportado para esta misma especie por Tian *et al.* (1992: 12.8). *L. leucocephala* por su bajo cociente C/N puede ser considerada la de mantillo con mejor calidad, además de ser una leguminosa que fija N (Hairiah *et al.*, 2006). Por su parte *C. alata* es una especie de lento crecimiento que cuenta con hojas gruesas, de textura coriácea y baja concentración de nutrientes por unidad de peso por la acumulación de compuestos de carbono, lo que genera un alto cociente C/N en sus hojas, más longevas y que se descomponen lentamente (Chapin, 1980).

El cociente C/N decrece a lo largo de todo el proceso de degradación, porque la concentración de N en la materia residual se va incrementando a través del proceso y es inmovilizado en el tejido microbiano mientras el C orgánico es respirado como CO<sub>2</sub>, de esta manera hacia el final de dicho proceso, mucho del residuo consiste de tejido microbiano que ha reemplazado el sustrato original (Waring y Schlesinger, 1985 en Sachman, 2004). Este estudio confirma estas aseveraciones ya que los cocientes C/N encontrados fueron mayores al principio del proceso de descomposición (a los 0 y 29 días) y menores en los siguientes tiempos. Tal y como sucedió con los cocientes C/N de las especies estudiadas por Singh (1969) que decrecieron de 18.1 al comienzo del experimento a 15.1 después de 3 meses, en un segundo grupo de especies de 48.5 a 27.6 y en un tercer grupo de 72.1 a 48.7, ambos después de tres meses, o también con los estudios de Cuevas y Medina (1988) y Lemma *et al.* (2007) en plantaciones de las tierras altas de Etiopia.

## 8.5 Uso potencial de las cuatro especies para el mejoramiento del suelo.

En el año 2000 se perdieron 510 mil hectáreas de Selvas según Inventario Forestal (Semarnat, 2005). Y aproximadamente 1,176 ha de SBC se pierden cada año (Estrada-Salvador y Navar, 2009). En adición a estos problemas, la pérdida de la cobertura vegetal trae consigo que desaparezcan recursos forestales tradicionalmente empleados por los habitantes locales. Consecuentemente se ha sugerido que en las prácticas de mejoramiento se de prioridad a las especies nativas que logren reducir los procesos de degradación de suelos (Montagnini *et al.* 1993, Vázquez-Yanes y Cervantes, 1993).

De acuerdo al presente estudio, cuando el objetivo es la protección del suelo se sugiere emplear a *P. dulce*, por ser un árbol de rápido crecimiento con una mayor producción de hojarasca, que puede crear un mantillo persistente que permite establecer en la superficie del suelo un acolchado, cubierta de protección contra la erosión (Hairiah *et al.*, 2006; Kumada *et al.*, 2008) y ayuda a prevenir una futura compactación del suelo (Cheung *et al.*, 2000; Hairiah *et al.*, 2006). Además, retiene la humedad impidiendo la pérdida de agua y baja la temperatura del suelo. La hojarasca de *P. dulce* una vez descompuesta liberará N, P, K, Ca y Mg que ayudará a

una mayor sobrevivencia (Ceccon, 2003, 2004; Carnevale y Lewis, 2001), regeneración y crecimiento de las plántulas de otras especies (Ceccon *et al.*, 2004). *P. dulce* es considerada con potencial para reforestación productiva en zonas degradadas de selva y zonas secas y áridas de muchos países (México, Pakistán, Africa; Batis *et al.*, 1999). Es una especie con la capacidad de fijar N lo que permite mejorar la fertilidad del suelo, fijar dunas y recuperar terrenos degradados (Parrotta, 1992). Además tiene como ventaja que la fertilidad del suelo no afecta su crecimiento inicial y sobrevivencia por lo que puede ser usada en la restauración de tierras abandonadas (Cervantes *et al.*, 1998) con suelos salinos, arcillosos, someros, pobres o desnudos. Puede soportar el crecer en suelos inundados con agua dulce y salada (Parrota, 1992).

Cuando el objetivo es incrementar lo más pronto posible la fertilidad del suelo, la especie adecuada de acuerdo a los resultados de este estudio es *L. leucocephala*, que produce grandes cantidades de hojarasca, de rápida descomposición y con altos contenidos de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg), que son rápidamente liberados al suelo (Montagnini *et al.*, 1993). Este mantillo puede ser usado como abono y proveer de N al suelo por fijación biológica de N de manera rápida, actuando como fertilizante en suelos con deficiencias de N (Maghembe *et al.*, 1986; Lulandala y Hall, 1987; Parrotta, 1992), favoreciendo el crecimiento de plantas y cultivos asociados a esta especie. Delgado-Carranza (1998) y Batis *et al.* (1999) la reportan como especie empleada como mantillo y mejoradora de las propiedades físicas y químicas del suelo, útil para la mejora y conservación del suelo. Vanlauwe *et al.*, (1996) la reporta como especie capaz de incrementar la fertilidad del suelo en sistemas agroforestales del sur este de Nigeria. Además, bajo la copa de los árboles de *L. leucocephala* se tiene una alta regeneración (Parrota, 1999; Ceccon *et al.*, 2003), por que tiene una influencia positiva en la composición del suelo en un periodo de tiempo corto (Wang *et al.*, 1991). *L. leucocephala* es reportada como especie con potencial para reforestación productiva tanto en zonas degradadas de selva como en zonas secas y áridas. Se ha utilizado con éxito en programas de reforestación de zonas erosionadas, en plantación urbana, suelos desnudos y laderas volcánicas inestables en varias zonas tropicales del mundo (Batis *et al.*, 1999). También se ha empleado para rehabilitar sitios donde hubo explotación minera (Batis *et al.*, 1999). Es capaz de estabilizar suelos, por mejorar su estructura. Tiene raíces extendidas capaces de drenar tierras inundables. De acuerdo a Lisanewok y Michelsen (1994) otras ventajas de esta especie es que es firme al viento, tolera crecer en suelos alcalinos y resiste el fuego, pero no puede ser empleada en suelos compactados. Además es una especie de rápido crecimiento, capaz de generar gran cantidad de semillas y con copa fácil de regenerar (Maghembe *et al.*, 1986). Aunado a ello ha sido reportada por Foroughbakhch (1992, 2006) como la especie más adecuada para incrementar el potencial económico por sus múltiples usos y múltiples beneficios en sistemas agroforestales.

*E. polystachya* es una especie que considerando su capacidad para crecer en suelos erosionados o degradados y su tolerancia a la sequía, podría utilizarse en sitios degradados de zonas áridas y subhúmedas del

país según la CONABIO (Batis *et al.*, 1999). Además puede ser empleada en la recuperación de suelos con mal drenaje, salinos, alcalinos o yesosos. *E. polystachya* presentará una copa abierta, útil para ser asociada con plantas herbáceas o cultivos por la disponibilidad de luz, dado que su copa es muy angosta, sus hojas presentan el más alto contenido de N, pero a pesar de que su aporte es bajo por la poca producción de hojarasca, el agricultor puede cortar las ramas para la obtención de leña y las hojas regresarlas al sistema. En los casos en los que no se puede dar el intercultivo, puede establecerse un sistema rotacional de corte y extracción de madera de la plantación, las hojas son cortadas y colocadas sobre la superficie del suelo como capa protectora, y después sembrar sus cultivos. Esta alternativa puede traer beneficios económicos y ecológicos al nuevo sistema (Montagnini, 2000).

*C. alata* es frecuentemente encontrada en el huerto familiar maya (Yucatán) y como árbol disperso para sombra (Batis *et al.*, 1999). En este estudio se encontró que su follaje es pobre en nutrientes debido a su lento crecimiento y por lo tanto, no es recomendable para la recuperación de suelos degradados. Sin embargo, *C. alata* puede ser recomendada para agroforestería ya que por su lento crecimiento permitirá el crecimiento de los cultivos con alta demanda de luz, durante un mayor tiempo y además en un tiempo bastante largo proveer de productos maderables y otros productos forestales a la población (Stewart y Dunsdon, 1994; Parrotta, 1999).

Con fines de mejoramiento de un sitio de acuerdo a Montagnini *et al.* (1993) lo más recomendable -si no hay limitaciones para conseguirlo- es asociar especies con diferentes características (Forrester *et al.*, 2006). es importante incluir a una especie como *P. dulce* que acumule hojarasca y ayude a proteger el suelo contra la erosión, pero como ésta tiene menor disponibilidad de nutrientes para el nuevo crecimiento, debido a la inmovilización de estos en las acumulaciones de mantillo; también debe incluirse una especie de rápida descomposición como *L. leucocephala* que potencia un ciclaje más rápido de nutrientes y favorece el conservar y eficientizar el uso esencial de nutrientes (Chapin, 1980; Descheemaeker *et al.*, 2006). Esta combinación de la especie con mayor descomposición y producción de hojarasca puede permitir mejor sincronización entre la liberación de nutrientes y demanda de las plantas (Bayala *et al.*, 2005). Además posiblemente las hojas de *P. dulce* contribuyen a crear diferencias microambientales que favorecen la descomposición de los folíolos ricos en N de *L. leucocephala*. Se recomienda emplear a todas las especies, porque una mayor riqueza vegetal mejora el ciclaje de nutrientes a través de la absorción de nutrientes complementaria, pues diferentes especies son capaces de adquirir nutrientes de diferentes porciones del pool de nutrientes, ya sea en espacio o en tiempo debido a la estacionalidad y requerimientos de las plantas (Vitousek y Hooper, 1998; Forrester *et al.*, 2006). Cada especie tiene diferentes requerimientos nutrimentales y diferentes propiedades de reciclamiento de los nutrientes, características que las hacen menos demandantes que un sistema monoespecífico en el que también hay mayor pérdida de cationes (Montagnini, 2000; Forrester *et al.*, 2006). Además los problemas de plagas y

enfermedades pueden ser menos severos (Montagnini, 2000; Forrester *et al.*, 2006), ya que se producen mayores tasas de caída de hojarasca que permiten la formación de una capa de mantillo que protege al suelo, mayor liberación de nutrientes al suelo por las rápidas tasas de descomposición (Byard *et al.*, 1996) y la mezcla de los diferentes tipos de hojarasca que provee un balance de nutrientes para el reciclamiento (Montagnini *et al.*, 1995). Se incrementa el crecimiento de especies, por la presencia de otras especies tal como lo menciona Parrotta (1991) para *L. leucocephala* que presenta mayor crecimiento en altura acompañada de *Casuarina equisetifolia* o *Eucalyptus robusta*. Así se tiene una especie que mantenga la fertilidad del suelo, controle la erosión e incremente la productividad del sitio. Aunado a ello todas las especies son de múltiple uso – madera, comida, forraje, sombra. Medicinal, - por lo que la población tiene una preferencia sobre ellas (Foroughbakhch, 1992; Batis *et al.*, 1999).

## IX CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio contribuyen al entendimiento sobre la dinámica del mantillo y el retorno de nutrientes dentro de una plantación, que incluye cuatro especies arbóreas nativas de selva baja caducifolia ampliamente usadas por la población local. El rango de producción de hojarasca total anual para el conjunto de las cuatro especies a los 10 años fue semejante al de otras plantaciones con menor edad. De la hojarasca total, (2.72 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a 13.84 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) el 57.4-98.4% fue hojarasca foliar (2.67-9.35 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). La especie *P. dulce* fue la especie con mayor producción de hojarasca total y foliar, y por presentar esta característica, puede ser empleada en la restauración de suelos erosionados que requieran ser protegidos por una cubierta de mantillo.

Las cuatro especies presentaron tres tipos de patrones de caída de hojarasca: la especie decidua *C. alata* que tiró sus hojas inmediatamente después del inicio de la estación seca, la especie decidua *E. polystachya* que tiró sus hojas al final de la estación lluviosa y las especies perennifolias *L. leucocephala* y *P. dulce* que presentaron un aporte continuo de hojarasca con un pico de mayor producción al final de la estación lluviosa.

Los cambios estacionales (secas o lluvias) en N, P, K, Ca y Mg del mantillo fueron significativos y diferentes dependiendo de la especie. En el periodo de lluvias la mayoría de las especies presentó las mayores concentraciones de N y P en el mantillo porque las especies conservaron estos nutrientes en la época seca dentro de sus tejidos vivos. La concentración de K fue mayor en secas porque este nutriente suele perderse por lixiviación en lluvias. En tanto las concentraciones de Ca y Mg fueron mayores ya sea en secas o lluvias dependiendo de la especie.

El flujo de nutrientes al suelo de la plantación vía la caída de hojarasca fue en orden de magnitud Ca>N>K>Mg>P tanto en secas como en lluvias. En secas *P. dulce* fue la especie con mayor flujo de nutrientes por producir grandes cantidades de hojarasca foliar. En lluvias *P. dulce* presentó el mayor flujo de Ca y N y *L. leucocephala* el de P, K y Mg. La estacionalidad influyó fuertemente el patrón de aporte de nutrientes al suelo, existiendo un mayor retorno y acumulación de nutrientes en la estación seca que en la estación húmeda.

De acuerdo a este estudio, la mayor concentración de un nutriente en el mantillo no significó un mayor flujo del mismo, sino que este dependió de la cantidad de hojarasca producida por la especie. Para incrementar la calidad del sitio se recomienda la utilización de las cuatro especies porque existe una mayor complementariedad cuando las especies son diferentes en fenología o morfología, permitiendo un incremento en la respuesta de productividad o retención de nutrientes con un incremento en la riqueza de especies.

En términos de tiempo de descomposición, *L. leucocephala* fue la especie con más rápida descomposición por poseer folíolos suaves, pequeños, con alto contenido de nutrientes entre ellos alto N inicial y una baja relación

C/N. Le siguieron *P. dulce* cuya descomposición se debe más que a la calidad de su recurso, a su mantillo con foliolos grandes que mantuvo un microambiente más favorable para la descomposición. *E. polystachya* tuvo una descomposición baja en relación a la alta calidad de su mantillo, por lo que su descomposición dependió de un microclima con temperaturas más altas. *C. alata* presentó lenta descomposición por tener menor N inicial y la más alta relación C/N, pero su descomposición fue más rápida de la esperada y parecida a la de las dos especies anteriores. Por lo anterior la descomposición del mantillo de las especies no puede atribuirse a la calidad del recurso.

El tiempo de descomposición del mantillo fue lento (más de un año) en comparación con otras plantaciones dentro de sitios de selva baja caducifolia. El proceso de descomposición dependió de las condiciones estacionales del sitio con mayor descomposición en lluvias y menor en secas. Dado que una mayor velocidad en la descomposición de la hojarasca, significa un menor tiempo de retención de nutrientes, se puede establecer un ciclo biogeoquímico más rápido para *L. leucocephala* > *P. dulce* = *E. polystachya* = *C. alata*.

Conforme el mantillo de las especies se descompuso hubo una liberación de N más rápida para *L. leucocephala* y más lenta para *C. alata*, *P. dulce* y *E. polystachya*, esta última incluso no presentó cambios en la liberación de N durante el proceso de descomposición. En cuanto al C, fue también *L. leucocephala* la especie que permitió una más rápida liberación de este nutriente y fueron *C. alata*, *E. polystachya* y *P. dulce* las especies con menor liberación del mismo. Resultados que también fueron confirmados mediante el cociente C/N anual más alto para *C. alata* y más bajo para *L. leucocephala*, que por lo tanto, liberó N más rápidamente.

Con fines de mejoramiento y rehabilitación de un sitio, lo más recomendable es asociar especies con diferentes características: en este caso incluir a una especie de lenta descomposición como *P. dulce* que acumule hojarasca, ayude a proteger el suelo contra la erosión y mejore el microclima, y una especie de rápida descomposición como *L. leucocephala* que potencia un ciclaje más rápido de nutrientes en el sistema porque estos son retenidos en menor tiempo y favorece la eficiencia en el uso de nutrientes. Esta combinación de la especie con mayor descomposición y producción de hojarasca puede permitir mejor sincronización entre la liberación de nutrientes y la demanda de las plantas cuando se lleva a cabo la protección del suelo contra la erosión. Además, posiblemente las hojas de *P. dulce* contribuyeron a favorecer diferencias en la microflora o microambientales que favorecieron la descomposición de los foliolos ricos en N de *L. leucocephala*. En el caso de usar la plantación con fines de agroforestería podría ser recomendable usar a las especies *C. alata* y *E. polystachya*, ambas por tener copas abiertas que permiten el crecimiento de intercultivos y además con la ventaja de la primera ser una especie de lento crecimiento que permite el crecimiento del cultivo por mayor tiempo.

Aunque el estudio se halla realizado en una plantación y pueda tener correspondencia un tanto limitada con la dinámica natural, puede servir de apoyo para estudios en ecosistemas naturales y además ofrecer información básica necesaria para la selección de especies en proyectos de restauración de áreas degradadas.

## X REFERENCIAS

- Addicott, T. 1978. *Abscisión strategies in the behavior of tropical trees*. En: Tomlinson P.B y M.H. Zimmermann (Eds.). *Tropical Trees as living systems*. Pp 381-400. Cambridge, U.K.
- Aerts, R. 1997. *Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship*. *Oikos*, 79:439-449.
- Aerts, R. y F.S. Chapin. 2000. *The mineral nutrition of wild plants revisited: a reevaluation of processes and patterns*. *Advances in Ecological Research*, 30:1-67.
- Álvarez-Sánchez, J. 1988. *Estimación de la caída y descomposición de la hojarasca y su relación con la dinámica de una selva mexicana*. Tesis de Doctorado. Facultad de ciencias, UNAM. México D.F.
- Álvarez-Sánchez, J. 2001. *Descomposición y ciclo de nutrientes en ecosistemas terrestres de México*. *Acta Zoológica mexicana*, Número especial 1: 11-27.
- Anderson, J.M. y M.J. Swift. 1983. *Decomposition in tropical forest*. En: Sutton, S.L., T.C. Whitmore, A.C. Chadwick. (Eds). *Tropical Rain Forest: Ecology and Mangement*. Pp 287-309. Blackwell, Oxford.
- Arriaga, V. 1991. *Fenología de 12 Especies de "La Montaña" de Guerrero, México: Elementos para su Manejo en una Comunidad Campesina*. Tesis profesional (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Attignon, S.E., D. Weibel, T. Lachat, B. Sinsin, P. Nagel y R. Peveling. 2004. *Leaf litter breakdown in natural and plantation forests of the Lama forest reserve in Benin*. *Applied Soil Ecology*, 27:109-124.
- Barajas-Guzmán, M.G. 1992. *Influencia de la descomposición de la fracción foliar de la hojarasca en el crecimiento de plántulas de especies arbóreas de una selva tropical húmeda*. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Barlow, J., T.A. Gardner, L.V. Ferreira y 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.
- Batis, M.A.I., M.I. Alcocer, M. Gual, C. Sánchez y C. Vazquez-Yanes. 1999. *Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación*. CONABIO. México.
- Bayala, J, A. Mando, Z. Teklehaimanot y S.J. Ouedraogo. 2005. *Nutrient release from decomposing leaf mulches of Karité (*Vitellaria paradoxa*) and néré (*Parkia biglobosa*) under semi-arid conditions in Burkina Faso, West Africa*. *Soil Biology y Biochemistry*, 37:533-539.
- Becerra, M.A. 1998. *Conservación de suelos y desarrollo sustentable, ¿Utopía o posibilidad en México?*. *Terra Latinoamericana*, 16(2): 181:187.

- Begon, M., J.L Harper y C.R. Townsend. 1999. *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades*. Omega, Barcelona.
- Berendse, F. 1999. Implications of increased litter production for plant biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(1): 4 y 5.
- Berg, B. y C. Mc Clagherty. 2008. *Plant litter decomposition, Humus formation, Carbon Secuestration*. Springer, Germany.
- Binkley, D. y C. Giardina. 1998. Why do tree species affect soils?. *The Warp and Woof of tree-soil interactions. Biogeochemistry*, 42: 89-106.
- Boyas, D.J.C. 1994. I Reunión nacional sobre Selva baja caducifolia. « El otro recurso ». Memoria. SARH INIFAP,
- Bradshaw, A. D. y M. J. Chadwick. 1980. *The restoration of land; the ecology and reclamation of derelict and degraded land. Studies in Ecology, Volume 6*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bray, J.R. y E. Gorham. 1964. Litter production in forest of the world. *Advances in. Ecological. Research*, 2:101-157.
- Builock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). 1995. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge Univenity Press, Cambridge.
- Burdman, S., D. Vedder, M. German, R. Itzigsohn, J. Kigel, E. Jurkevitch y Y. Okon. 1998. Legume crop yield promotion by inoculation with *Azospirillum*. En: Elmerick, C., A. Kondorski y W. E. Newton. (Eds.). *Biological Nitrogen Fixation for the 21<sup>st</sup> Century*. Pp. 609-612. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Byard, R., K.C. Lewis y F. Montagnini. 1996. Leaf litter decomposition and mulch performance from mixed and monospecific plantations of native tree species in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58:145-155.
- Campo, J., V.J. Jaramillo y J.M Maass. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia*, 115 (1,2): 167-172.
- Campo, J., M. Maass, V. J. Jaramillo y A. Martínez-Yrizar. 2000. Calcium, potassium and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, 49: 21-36.
- Campo, J., M. Maass, V. J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar y J. Sarukhán. 2001. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, 53 (2): 161-179.
- Campo, J. 2003. Disponibilidad y flujos de nutrientes en una toposecuencia con bosque tropical seco en México. *Agrociencia*, 37:211-219.

- *Campo, J. y C. Vazquez-Yanes. 2004. Effects of Nutrient Limitation on Aboveground Carbon Dynamics during Tropical Dry Forest Regeneration in Yucatán, México. Ecosystems, 7(3): 311-319.*
- *Carnevale, J.N. y J.P. Lewis. 2001. Litterfall and organic matter decomposition in a seasonal forest of the eastern Chaco (Argentina). Revista de Biología tropical, 49(1): 1-11.*
- *Carrera, A.L., M.J. Mazzarino, M.B. Bertiller, H.F. del Valle y E.M. Carretero. 2009. Plant impacts on nitrogen and carbon cycling in the Monte Phytogeographical Province, Argentina. Journal of Arid Environments, 73: 192-201.*
- *Ceccon, E., P. Huante y J. Campo. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatan, Mexico. Forest Ecology and Management, 182 (1-3): 387-402.*
- *Ceccon, E., S. Sánchez y J. Campo. 2004. Tree seedling dynamics in two tropical abandoned dry forests of differing successional status in Yucatán, México: a field experiment with N and P fertilization. Plant Ecology, 170 (2): 12-26.*
- *Cervantes, V., V. Arriaga, J. Meave y J. Carabias. 1998. Growth analysis of nine multipurpose woody legumes native from southern México. Forest Ecology and Management, 110: 329-341.*
- *Cervantes, V., M. López, N. Salas y G. Hernández. 2001. Técnicas para propagar especies nativas de selva baja caducifolia y Criterios para establecer áreas de reforestación. Facultad de Ciencias PRONARE, México D.F.*
- *Cervantes-Sánchez, M.A. 1993. Informe Anual. INIFAP, SARH (Zacatepec Morelos). México.*
- *Cervantes-Sánchez, M.A. 1994. Calendario fenológico de 4 especies de latifoliadas de Selva Baja Caducifolia del Estado de Morelos En: Informe Anual del Centro de Investigaciones Regionales del Centro Campo Experimental de Zacatepec Morelos. Pp. 17-26. SAGAR, INIFAP, Morelos México.*
- *Chapin, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology Systems, 11:233-260.*
- *Chapin, F.S., P.A. Matson y H.A. Mooney. 2002. Principles of terrestrial Ecosystems Ecology. Springer, USA.*
- *Cheung, K.C., J.P.K. Wong, Z.Q. Zhang, J.W.C. Wong y M.H. Wong. 2000. Revegetation of lagoon ash using the legume species *Acacia auriculiformis* and *Leucaena leucocephala*. Environmental pollution, 109: 75-82.*
- *Comerford, N.B. 2005. Soil Factors Affecting Nutrient Bioavailability. En: Bassiri Rad, H. (Ed.). Nutrient Acquisition by plants. An Ecology perspective. Pp. 1-14. Springer, USA.*

- Couîteaux, M., P. Bottner y B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 63-66.
- Cuenca-Adame, E. 2000. Efecto del agua residual en los cultivos de cebolla (*Allium cepa* L.) y tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot) Epidemiología y control de microorganismos perjudiciales al hombre. Tesis Doctorado. Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F.
- Cuevas, E. y E. Medina. 1988. Nutrient dynamics within amazonian forests II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia*, 76: 222-235.
- Cuevas, E. y A. E. Lugo. 1998. Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of ten tropical tree plantation species. *Forest Ecology and Management*, 112: 263-279.
- Delgado-Carranza, M.C. 1998. La descomposición de las leguminosas y su relación con la fauna edáfica en la Milpa intensiva maya. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F.
- Descheemaeker, K., B. Muys, J. Nyssen, J. Poesen, D. Raes, M. Haile, y J. Deckers, 2006. Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 233:21-35.
- Duong, T.T.T., K. Baumann y P. Marschner. 2009. Frequent addition of wheat straw residues to soil enhances carbon mineralization rate. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 1475-1482.
- Estrada-Salvador, A. y J. Návar. 2009. Flujos de Carbono por deforestación en la selva baja caducifolia del estado de Morelos, México. Memorias XIII Congreso Forestal Mundial Buenos Aires, Argentina, 18-23 octubre 2009.
- Ewel, J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *Journal of Ecology*, 64(1): 293-308.
- Facelli, J. M. 1994. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. *Ecology*, 75(6): 1727-1735.
- Finotti, R., S.R. Freitas, R. Cerqueira y M.V. Vieira. 2003. A Method to Determine the Minimum Number of Litter Traps in Litterfall Studies. *Biotropica*, 35(3): 419-421.
- Foroughbakhch, P R. 1992. Establishment and growth potencial of fuelwood species in northeastern México. *Agroforestry Systems*, 19 (2): 95-108.
- Foroughbakhch, R., M.A. Alvarado-Vázquez, J.L. Hernández-Piñero, A. Rocha-Estrada, M.A. Guzmán-Lucio, y E.J. Treviño-Garza. 2006. Establishment, growth and biomass production of 10 tree woody species introduced for reforestation and ecological restoration in northeastern México. *Forest Ecology and Management*, 235:194-201.

- Forrester, D.I., J. Bauhus, A.L. Cowie y J.K. Vanclay. 2006. *Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review. Forest Ecology and Management*, 233: 211-230.
- Fowler, N.L. 1988. *What is a safe site? neighbour, litter, germination date, and patch effects. Ecology*. 69 (4): 947-961.
- Galicia, L. y F. García Oliva. 2004. *The effects of C, N and P additions on soil microbial activity under two remanents tree species in tropical seasonal pasture. Applied Soil Ecology*, 26:31-39.
- García, E. 1987. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.*
- Gentry, A. H. 1982. *Patterns of neotropical plant species diversity. Evolutionary Biology*, 15:1-54.
- Glumac, E.L., P. Felker y I. Reyes. 1987. *Correlations between Biomass Productivity and Soil and Plant Tissue Nutrient Concentrations for Leucaena leucocephala (K-8) Growing on Calcareous Soil. Forest Ecology and Management*, 18: 241-250.
- Goma-Tchimbakala, J. y 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.
- Gomez Valencia, R. 2002. *Descomposicion de la fraccion foliar de la hojarasca de cuatro especies arboreas en dos microambientes de una selva alta perennifolia. Tesis Profesional (Biología. FES Iztacala, UNAM. México D.F.*
- Haase, R. 1999. *Litterfall and nutrient return in seasonally flooded and non-flooded forest of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. Forest Ecology and Management*, 117:129-147.
- Hairiah, K., H. Sulistyani, D. Suprayogo, Widiyanto, P. Purnomosidhi, R.H. Widodo y M.V. Noordwijk. 2006. *Litter layer residence time in forest and coffee agroforestry Systems in Sumberjaya, West Lampung. Forest Ecology and Management*, 224:45-57.
- Heal, O.W., J.M. Anderson y M.J. Swift. 1997. *Plant litter quality and decomposition: An historical overview. En: Cadish, G. y K.E. Giller (Eds.). Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. Pp. 3-30. Cab Publishing, UK.*
- Hobbie, S.E. 1992. *Effects of plant species on nutrient cycling. Trends in Ecology and Evolution*, 7: 336-339.
- Huante, P., E. Rincón y I. Acosta. 1995. *Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest in México. Functional Ecology*, 9:849-858.
- Jamaludheen, V. y B.M. Kumar. 1999. *Litter of multipurpose trees in Kerala, India: variations in the amount, quality, decay rates and release of nutrients. Forest Ecology and Management*, 115:1-11.

- Jaramillo, V y R.L. Sandford. 1995. Nutrient cycling in tropical deciduous forests. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y F. Medina (Eds.). *Seasonality dry tropical forests*. Pp. 346-361. Cambridge University press, UK.
- Jones Jr, J.B. 1998. *Plant Nutrition Manual*. CRC Press LLC, USA.
- Kavvadias, V.A., D. Alifragis, A. Tsiontsis, G. Brofas, y G. Stamatelos. 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management*, 144:113-127.
- Kumada, S., T. Kawanishi, Y. Hayashi, K. Ogomori, Y. Kobayashi, N. Takahashi, M. Saito, H. Hamano, T. Kojima, K. Yamada. 2008. Litter carbon dynamics analysis in forests in an arid ecosystem with a model incorporating the physical removal of litter. *Ecological Modelling*, 215: 190-199.
- Kushwaha, C.P. y K.P. Singh. 2005. Diversity of leaf phenology in a tropical deciduous forest in India. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 47-56.
- Lavelle, P., E. Blanchart, A. Martin, S. Martin, A. Spain, F. Toutain, I. Barois y R. Schaefer. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 25: 130-150.
- Lawrence, D. y D. Foster. 2002. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: An overview. *Interciencia*, 27(8): 400-407.
- Lawrence, D. 2005. Regional-Scale variation in litter production and seasonality in Tropical Dry Forests of southern México. *Biotropica*, 37(4):561-570.
- Lemma, B., I. Nilsson, D. B. Kleja, M. Olsson y H. Knicker. 2007. Decomposition and substrate quality of leaf litters and fine roots from three exotic plantations and a native forest in the southwestern highlands of Ethiopia. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 2317-2328.
- Leopold, A.S. 1950. Vegetation zones of México. *Ecology*, 31:507-518.
- Lisanevskiy, N. y A. Michelsen. 1994. Litterfall and nutrient release by decomposition in three plantations compared with a natural forest in the Ethiopian highland. *Forest Ecology and Management*, 65:149-164.
- Liu, W., J.E.D. Fox y Z. Xu 2002. Litterfall and nutrient dynamics in a montane moist evergreen broad-leaved forest in Ailao Mountains, SW China. *Plant Ecology*, 164:157-170.
- Lulandala, L.L.L. y J.B. Hall. 1987. Fodder and Wood Production from *Leucaena leucocephala* Intercropped with Maize and Beans at Mafiga, Morogoro, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 21: 109-117.
- Maass, J.M., C. Jordan y J. Sarukhán 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology*, 25: 595-607.

- Maass, J.M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002a. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. En: Noguera, A. F., J.H. Vega-Rivera, A.N. García-Aldrete y M. Quesada-Avedaño. *Historia Natural de Chamela*. Pp. 530-536. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Maass, J.M., A. Martínez-Yrizar, C. Patiño y J. Sarukhán. 2002b. Distribution and annual net accumulation of above-ground phytomass and its influence on throughfall quality in a Mexican tropical deciduous forest ecosystem. *Journal of Tropical Ecology*, 18:821-834.
- Maghembe, J. A., A.R.S. Kaoneka y L.L.L. Lulandala. 1986. Intercropping, Weeding and Spacing Effects on Growth and Nutrient Content in *Leucaena leucocephala* at Morogoro, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 16: 269-279.
- Maguire, D. A. 1994. Branch mortality and potential litterfall from Douglas-fir trees in stands of varying density. *Forest Ecology and Management*, 70: 41-53.
- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. Academic press, San Diego.
- Martínez-Yrizar, A. 1980. Tasas de descomposición de la materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F.
- Martínez-Yrizar, A. y J. Sarukhán. 1990. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in México over a five-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 6:433-444.
- Martínez-Yrizar, A. y J. Sarukhán. 1993. Cambios estacionales del mantillo en el suelo de un bosque tropical caducifolio y subcaducifolio en Chamela, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana*, 21:1-6.
- Martínez-Yrizar, A. 1995. Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forest. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y F. Medina. (Eds.). *Seasonality dry tropical forests*. Pp. 326-345. Cambridge University press, Cambridge UK.
- Maya-Delgado, Y.L. 1995. Fenología, producción y descomposición de hojarasca de las especies dominantes en una comunidad vegetal de zonas áridas. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F.
- Mayea, S., M. Carone, R. Novo, I. Boado, E. Silveira, M. Soria, Y. Morales y A. Valiño. 1998. *Microbiología Agropecuaria*. Tomo II. Ed. Félix Varela. La Habana.
- McGrath, D.A., N.B. Comerford y M.L. Duryea. 2000. Litter dynamics and monthly fluctuations in soil phosphorus availability in an Amazonian agroforest. *Forest Ecology and Management*, 131:167-181.
- Meave del Castillo, J.A. 1987. Longevidad de las hojas de tres especies de árboles perennifolios de selva tropical húmeda. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. Mexico D.F.

- *Melillo, J.M., J.D. Aber, A.E. Linkins, A. Ricca, B. Fry y J. Nadelhoffer. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. Plant and soil, 115:189-198.*
- *Meentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. Ecology, 59(3): 465-472.*
- *Meentemeyer, V., E.O. Box y R. Thompson. 1982. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. Bioscience, 32:125-128.*
- *Miles, L., A.C. Newton, R.S. DeFries, C. Ravillious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J.E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forest. Journal of Biogeography, 33: 491-505.*
- *Miranda, F. y E. Hernández-Xoiocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 23:*
- *Molofsky, J. y C.K. Augspurger. 1992. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. Ecology, 73(1): 68-77.*
- *Montagnini, F., F.Sancho y K. Ramstad. 1993. Litter fall, litter decomposition and the use of mulch of four indigenous tree species in the Atlantic lowlands of Costa Rica. Agroforestry systems, 23:39-61.*
- *Montagnini, F. 2000. Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. Forest Ecology and Management, 134:257-270.*
- *Montagnini, F. y C.F. Jordan. 2005. Tropicañ Forest Ecology. The basis for conservation and Management. Springer, Netherlands.*
- *Murphy, P.G. y A.E. Lugo. 1986. Estructura y biomasa de un bosque subtropical seco en Puerto Rico. Biotropica, 18:89-96.*
- *Nuñez-Quevedo, S. 1998. Producción de hojarasca, dinámica de mantillo, descomposición foliar y potencial microbiano del suelo en tres comunidades contrastantes del desierto de Sonora. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias, UNAM. Mexico D.F.*
- *Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology, 44: 322-331.*
- *Olyphant, G.A. y D.Harper. 1995. Effects of direct revegetation on the hydrology, erosion and sediment yield of an abandoned deposit of coal-mine refuse. Geomorphology, 11:261-272.*
- *Ornelas, et al. 1990. Delimitación y definición de agrohábittats del Estado de Morelos, México. SARH-INIFAP CIFAP-CEZACA. Folleto técnico 8:12-18.*

- Palma, R.M., R.L. Defrieri, M.F. Tortarolo, J. Prause y J.F. Gallardos. 2000. Seasonal Changes of Bioelements in the Litter and their Potencial Return to Green Leaves in four Species of the Argentine Subtropical Forest. *Annals of Botanny*, 85:181-186.
- Palm, C. A. y P.A. Sánchez. 1990. Decomposition and Nutrient Release Patterns of the Leaves of Three Tropical Legumes. *Biotropica*, 22(4): 330-338.
- Parrotta, J.A. 1991. *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth. *Guamùchil, Madras thorn*. SO-ITF-SM-40. New Orleans, LA: U.S. Departament of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 5 p.
- Parrotta, J.A. 1992. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. *Leucaena, tantan*. SO-ITF-SM-52. New Orleans, LA: U.S. Departament of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 8 p.
- Parrotta, J.A. 1999. Productivity, nutrient cycling, and succession in sigle- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* y *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 124:45-77.
- Pennington T.D. y J. Sarukhan. 1998. *Arboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. UNAM. Fondo de Cultura Económica. México.
- Pérez-Negron, E. y A. Casas. 2007. Use, extraction rates and spatial availability of plant resources in tle Tehuacán-Cuicatlán Valley, México: The case of Santiago Quiotepec, Oaxaca. *Journal of Arid Environments*, 70:356-379.
- Platt, J. R. 1988. Nutrient cycling. En: Trudgill, S.T. *Soil and vegetation systems*. Pp. 96-104. Clarendon press-oxford. U.S.A.
- Porta, J., M. López y C. Roquero. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.
- Prause, J., W.F. Flores y G.A. Caram. 2003. Aportes de hojas de *Schinopsis blansae* Engl. en un bosque nativo y en dos sistemas silvopastoriles del Parque Chaqueno Oriental.
- Prescott, C.E. 2005a. Decomposition and Mineralization of Nutrients from Litter and Humus. En: Bassiri Rad, H. (Ed.). *Nutrient Acquisition by plants. An Ecology perspective*. Pp. 15-41. Springer, USA.
- Prescott, C.E. 2005b. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. *Forest Ecology and Management*, 220:66-74.
- Quadri de la Torre, G. 2000. *Incendios forestales y deforestación en México: una perspectiva analítica*. Comisión de estudios del sector privado para el desarrollo sustentable (CESPEDES), México.  
<http://www.cce.org.mx/céspedes/publicaciones/otras/deforestacion/contenido.htm>

- Reis-Valpassos, M. A., K.L. Maltoni, C.A.M. Rodrigues y E. Vahas. 2007. Recovery of soil microbiological properties in a degraded area planted with *Corymbia Citriodora* y *Leucaena Leucocephala*. *Science agricultural*, 64 (1):68-72.
- Rentería, L.Y., V.J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar y A. Pérez-Jiménez. 2005. Nitrogen and phosphorus resorption in trees of a Mexican tropical dry forest. *Trees*, 19: 431-441.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa, México.
- Sachman, R. B. 2004. Efecto de la introducción de especies en la recuperación de la dinámica de C y N de un sitio perturbado de SBC en Chamela, Jal. Tesis de Maestría en Ciencias biológicas. Instituto de Ecología., UNAM. México D.F.
- Saharjo, B.H. y 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.
- Salamanca, E.F., N. Kaneko y S. Katagiri. 2003. Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor. *Applied Soil Ecology*, 22:271-281.
- Sánchez de Lorenzo, C.J.M. 2001. *Guía de las plantas ornamentales*. Ed Mundi-prensa, España.
- Sánchez- Ríos, G. 1989. *Producción de hojarasca en una selva húmeda tropical*. Vegetación primaria y secundaria. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F.
- Sarasola, M., y H. Vera. *Dinámica de la necromasa en dos bosques de humedal*. En línea [www.unesco.org/uy/mab/documentospdf/12.pdf](http://www.unesco.org/uy/mab/documentospdf/12.pdf)
- Sariyildiz, T. y J.M.Anderson. 2003. Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 391-399.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA)- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP), Centro de Investigaciones regionales del centro, Campo experimental Zacatepec. 2001. *Diagnostico Forestal del Estado de Morelos*, Publicación especial No. 7, SAGARPA-INIFAP.
- SEMARNAT. 2005. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*. Compendio de Estadísticas Ambientales. México.
- Shiels, A.B. 2006. Leaf litter decomposition and substrate chemistry of early successional Species on Landslides in Puerto Rico. *Biotropica*, 38(3):348-353.
- Singh, K.P. 1969. Studies in decomposition of leaf litter of important trees of tropical deciduous forest at Varanasi. *Tropical Ecology*, 10:292-311.

- Singh, J.S. y S.R. Gupta. 1977. *Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. The Botanical Review*, 43(4):449-528.
- Singh, J.S., A.S. Raghubanshi, R.S. Singh y S.C. Srivastava. 1989. *Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. Nature*, 338:499-500.
- Solares, F.A. 1997. *Manejo, conservación y uso integral del cirian (Crescentia alata. H.B.K) en el Estado de Morelos. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo rural (SAGAR)-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y agropecuarias (INIFAP). México..*
- Spain, A.V. y R.P. Le Feuvre. 1987. *Breakdown of four litters of contrasting quality in a tropical Australian rainforest. Journal of Applied Ecology*, 24:279-288.
- Stewart, J.L. y A.J. Dunsdon. 1994. *Performance of 25 Central American dry zone hardwoods in a pantropical series of species elimination trials. Forest Ecology and Management*, 65: 183-193.
- Sundarapandian, S.M. y P.S. Swamy. 1999. *Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in Western Ghats, India. Forest Ecology and Management*, 123:231-244.
- Swift, M.J., O.W. Heal y J.M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.*
- Swift, M.J. y J.M. Anderson. 1989. *Decomposition. En: Leith, H. y M.Werger (Eds.). Tropical Rain Forest Ecosystems. Ecosystems of the world. Pp. 547-569. Elsevier, Amsterdam.*
- Tian, G., B.T. Kang y L.Brussaard. 1992. *Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions - Decomposition and nutrient release. Soil Biology.y Biochemistry*, 24: 1051 1060.
- Tomar, O.S., P.S. Minhas, V.K. Sharma, Y.P. Singh, R.K. Gupta. 2003. *Performance of 31 species and soil conditions in a plantation established with saline irrigation. Forest Ecology and Management*, 177: 333-346.
- Trejo, I y R. Dirzo. 1994. *I Reunión nacional sobre Selva baja caducifolia. « El otro recurso ». Memoria. SARH, INIFAP.*
- Trejo, I y R. Dirzo. 2000. *Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local análisis in México. Biological Conservation*, 94:133-142.
- Valle-Arango, J.I. 2003. *Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del pacífico colombiano. Interciencia*, 28(3):148-153.

- Vanlauwe, B., M.J. Swift y R. Merckx. 1996. *Soil litter dynamics and N use in a Leucaena (Leucaena leucocephala Lam. (de witt)) alley cropping system in southwestern Nigeria. Soil Biology biochemistry. 28(6): 739-749.*
- Vanlauwe, B., J. Diels, N. Sanginga y R. Merckx. 1997. *Residue Quality and Decomposition: An Unsteady Relationship?. En: Cadish, G. y K.E. Giller (Eds.). Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. Pp. 157-166. Cab Publishing, U.K..*
- Vanderbilt, K.L., C.S. White, O. Hopkins y J.A. Craig. 2008. *Aboveground decomposition in arid environments: Results of a long-term study in central New Mexico. Journal of Arid Environments, 72: 696-709.*
- Vázquez-Yanes, C., A. Orozco-Segovia, E. Rincón, M.E. Sánchez-Coronado, P. Huante, J.H. Toledo, y V.L. Barradas. 1990. *Light beneath the litter in a tropical forest: effect on seed germination. Ecology, 71 (5):1952-1958.*
- Vázquez-Yanes, C y V. Cervantes. 1993. *Estrategias para la reforestación con árboles nativos de México. Ciencia y Desarrollo, 14(13): 52-58.*
- Virgúez R., G.T., E.C. González, E. Chacón y J. Rodríguez U. 2004. *Phenology and aerial biomass production of the Pithecellobium dulce in a tropical thorny mount area. Arch. Latinoamerican Products Animals, 12 (1): 67-71.*
- Vitousek, P.M. 1982. *Nutrient cycling and nutrient use efficiency. The American Naturalist, 119: 553-572.*
- Vitousek, P.M. 1984. *Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. Ecology, 65:285-298.*
- Vitousek, P.M. y D.U. Hooper. 1998. *Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. Ecological Monographs, 68(1):121-149.*
- Vitousek, P.M. y R.W. Howarth. 1991. *Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? Biogeochemistry, 13: 87-115.*
- Vizcaino-Cook, M. 1983. *Patrones temporales y espaciales de producción de hojarasca en una Selva Baja Caducifolia en la costa de Jalisco, México. Tesis de maestría. Facultad de ciencias, UNAM. México D.F.*
- Wang, D., F.H. Bormann, A.E. Lugo y R.D. Bowden. 1991. *Comparison of nutrient-use efficiency and biomass production in five tropical tree taxa. Forest Ecology Management, 46:1-21.*
- Wieder, R.K. y G.E. Lang. 1982. *A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. Ecology, 63(3):1636-1642.*

- *Xuluc-Tolosa, F.J., H.F.M. Vester, N. Ramírez-Marcial, J. Castellanos-Albores y 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.*
- *Yamashita, T., N. Kasuya, S. Nishimura y H. Takeda. 2004. Comparison of two coniferous plantations in central Japan with respect to forest productivity, growth phenology and soil nitrogen dynamics. Forest Ecology and Management, 200: 215–226.*
- *Ziegler, A. D. y T. W. Giambelluca. 1998. Influence of revegetation efforts on hydrologic response and erosion, Kaho‘Olawe Island, Hawaii. Land Degradation y. Development, 9:189–206.*