



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Establecimiento mediante estacas de cinco especies
nativas de selva baja caducifolia en campos de cultivo
abandonados en la región de Nizanda, Oaxaca.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE :

B I Ó L O G A

P R E S E N T A :

ADRIANA LIZZETTE LUNA NIEVES



**TUTOR: M. en Ecol. Bás. EDUARDO ALBERTO PÉREZ
GARCÍA**

2008



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.

<p>1. Datos del alumno Apellido paterno Apellido materno Nombre(s) Teléfono Universidad Facultad Carrera Número de cuenta</p>	<p>1. Datos del alumno Luna Nieves Adriana Lizzette 58 46 40 04 Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Biología 300099119</p>
<p>2. Datos del tutor Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>2. Datos del tutor M. en Ecol. Bás. Eduardo Alberto Pérez García</p>
<p>3. Datos del sinodal 1 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>3. Datos del sinodal 1 Dr Jorge Arturo Meave del Castillo</p>
<p>4. Datos del sinodal 2 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>4. Datos del sinodal 2 Dra Alicia Enriqueta Brechú Franco</p>
<p>5. Datos del sinodal 3 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>5. Datos del sinodal 3 Dra Consuelo Bonfil Sanders</p>
<p>6. Datos del sinodal 4 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>6. Datos del sinodal 4 Dr Ángel Villegas Monter</p>
<p>7. Datos del trabajo escrito Título Número de páginas Año</p>	<p>7. Datos del trabajo escrito Establecimiento mediante estacas de cinco especies nativas de selva baja caducifolia en campos de cultivo abandonados en la región de Nizanda, Oaxaca 64 2008</p>

“Hay que hacerse responsable de estar en un mundo extraño.
Para mi el mundo es extraño porque es estupendo, pavoroso,
misterioso, impenetrable; hay que hacerse responsable por estar aquí,
en este maravilloso mundo, en este maravilloso tiempo.
Hay que aprender a hacer que cada acto cuente,
pues vas a estar aquí sólo un rato corto, de hecho muy corto,
para presenciar todas las maravillas que existen”.

Carlos Castaneda

A G R A D E C I M I E N T O S

A Eduardo Pérez porque desde que surgió la idea de este proyecto, aceptó la maratónica tarea de dirigirme en su realización. Por todas las enseñanzas, la paciencia, el apoyo y la dedicación que mostró durante tanto tiempo. Mi más sincero reconocimiento y agradecimiento por ayudarme a lograr una meta más.

A Jorge Meave por inculcarme el amor a la Ecología y por enseñarme el bonito camino de la ciencia, además por los valiosos comentarios y correcciones que me hizo durante toda la realización de este trabajo. Mucho obligada!!!

A mis sinodales, Consuelo Bonfil, Alicia Brechú y Ángel Villegas por todas las observaciones que sin duda mejoraron este trabajo.

A Carlos Martorel por la valiosa ayuda que nos brindó en el análisis de los datos.

Esta tesis contó con el financiamiento del fondo mixto CONACYT-SEMARNAT mediante el proyecto “Diferenciación florística y dinámica vegetacional de un paisaje complejo de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca” (Clave C021-0267). Así mismo, esta tesis recibió financiamiento por parte del PAPIIT-UNAM, a través del proyecto “Análisis de las relaciones ecológicas, geológicas, edáficas y biogeográficas y su importancia en la diferenciación biológica en un paisaje complejo del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca” (IN221503-3). Agradezco a ambas instituciones por las becas recibidas.

DEDICATORIA

Evidentemente este trabajo es para María, Rafael y Oscar como un reconocimiento a su esfuerzo. Un agradecimiento infinito por enseñarme todo lo bonito de la vida, por impulsarme a tocar mis sueños, por reír y cantar siempre conmigo y sobre todo por siempre estar.

A Lupis, Fer, Juan Carlos, Fer, Vero, Ricardo, Tere, Paty, Héctor, Alfredo, Angélica, Luis, Brianda y Chabelita por su apoyo incondicional, por todos los domingos compartidos y por el cariño que siempre me han brindado.

A Roi, por ser ese caminante casual que un día se cruzó en mi camino para quedarse. Por ser mi mejor amigo, por entenderme, por apoyarme, por ser mi cómplice, mi confidente, mi alegría...

A Pers, por lo que sea, por todo.

A mis comadres de toda la vida, Yoyito, Yaz, Ise y Lencha, por tantas risas, noches estrelladas compartidas y sobre todo por crecer conmigo.

A Clau por ser la persona que es en mi vida.

A Gerardo, por supuesto por los cascabeles en el cielo.

A Calamar... por que la vida es difícil pero bonita.

A Nancy, Copalita, Ale y Mónica por haberme acompañado en este divertido camino que escogimos, por tantas y tantas cosas vividas y por hacerme la vida menos complicada, o al menos mucho más interesante y divertida.

A Marco Romero por animarme con una sonrisa siempre que entró al laboratorio y por el apoyo que siempre me brindó sobre todo en asuntos computacionales.

A todas las personas que colaboraron en el trabajo de campo: Hugo, Juan, Omar, Beto, Gerardo, Ale, Clau, Copal, Jorge, Lalo, Dino, Chato y Julio.

A la familia Reyes Manuel por abrirme las puertas de su casa, por su hospitalidad, su apoyo y por esa sonrisa con la que siempre me recibieron.

A todos aquellos que directa o indirectamente me ayudaron a conquistar un logro más y que se maravillaron junto conmigo de la inmensidad de la vida.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática ambiental de la selva baja caducifolia.....	1
1.2 Sucesión secundaria.....	2
1.3 Obstáculos en la regeneración natural de la SBC.....	3
1.3.1 Dinámica sucesional en la SBC de la región de Nizanda, Oaxaca...5	
1.4 Restauración ecológica mediante el establecimiento de especies leñosas.....6	
1.4.1 Elección de las especies a utilizar con fines de restauración.....7	
1.5 Propagación vegetativa.....	8
1.5.1 Propagación vegetativa a través de la técnica del estacado.....8	
1.5.2 Fuente de material para la obtención de las estacas.....9	
1.5.3 Recolecta de las estacas.....9	
1.5.4 Propagación sexual vs. propagación vegetativa.....11	
1.6 Objetivo.....	12

2. MÉTODO

2.1 Sitio de estudio.....	13
2.2 Especies de estudio.....	15
2.2.1 <i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.....	15
2.2.2 <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.....	16
2.2.3 <i>Amphipterygium simplicifolium</i> (Standl.) X. Cuevas-Figueroa.....	17
2.2.4 <i>Gyrocarpus mocinnoi</i> Espejo.....	17
2.2.5 <i>Jatropha alamanii</i> Müll. Arg.....	18
2.3 Recolecta, plantación y evaluación de la supervivencia y crecimiento de las estacas	18
2.4 Plantación en la cronosecuencia.....	20
2.5 Plantación de las cinco especies.....	21
2.6 Análisis estadístico.....	22

3. RESULTADOS

3.1 Plantación en la cronosecuencia.....	24
3.1.1 Peso seco.....	24
3.1.2 Supervivencia.....	25

3.2 Plantación de las cinco especies.....	25
3.2.1 Peso seco.....	25
3.2.2 Supervivencia.....	28
3.2.3 Crecimiento.....	30
3.2.3.1 Diámetro.....	30
3.2.3.2 Longitud de la rama mayor que rebrotó.....	33
3.2.3.3 Cobertura.....	35
3.2.3.4 Número de rebrotes.....	37
4. DISCUSIÓN	
4.1 Plantación en la cronosecuencia	40
4.2 Plantación de las cinco especies.....	42
5. CONCLUSIONES.....	49
6. LITERATURA CITADA	51

RESUMEN

Se evaluó el potencial de establecimiento y el crecimiento de estacas de cinco especies nativas de selva baja caducifolia en campos de cultivo abandonados. La investigación se llevó a cabo en Nizanda, Istmo de Tehuantepec (Oaxaca), sur de México. Se realizaron dos estudios experimentales. En el primero, se plantaron 400 estacas de *Bursera simaruba* con una longitud de 50-60 cm al inicio de la época de lluvias, y se plantaron 400 estacas más al final de la época de secas en seis parcelas (3, 7, 16, 23 y 38 años de abandono, y una más de selva madura). A los cuatro meses de haber establecido la plantación, la supervivencia de *B. simaruba* fue muy baja: 3.6% y 0.3% en la época de lluvias y de secas, respectivamente. Debido a la alta mortalidad, fue imposible evaluar el efecto del tiempo de abandono de la parcela y la época de colecta de las estacas sobre la capacidad de establecimiento. Aunque esta especie puede ser útil para la restauración, el tamaño de las estacas utilizadas en este experimento pudo haber sido inadecuado. En el segundo experimento se cuantificó la supervivencia y el crecimiento de las estacas de cinco especies introducidas en una parcela de cultivo recién abandonada al final de la época de secas. Para analizar tanto la supervivencia como el crecimiento se utilizaron modelos lineales generalizados con el programa estadístico GLIM 6.0. Nueve meses después de haber plantado las estacas, *Amphipterygium simplicifolium* tuvo un éxito relativamente alto en el establecimiento (20-26%). Para *B. simaruba*, *Gliricidia sepium* y *Jatropha alamanii* no se encontraron diferencias significativas en la supervivencia y fueron las que presentaron menores porcentajes de supervivencia (6-16%). *Gyrocarpus mocinnoi* fue la única especie cuyas estacas no sobrevivieron. De acuerdo con la variable utilizada para evaluar el crecimiento (diámetro, cobertura, longitud del rebrote mayor y el número de rebrotes), cada especie presentó un comportamiento único. *A. simplicifolium* fue la especie que presentó un mejor desempeño, ya que fue la que más sobrevivió y creció en cobertura, longitud del rebrote mayor y número de rebrotes. Las estacas de *G. sepium* desarrollaron también una gran cobertura, y tuvieron 10% más supervivencia que *B. simaruba*. La supervivencia de las estacas estuvo positivamente influenciada por su tamaño. Por otro lado, al plantar estacas en bolsas de polietileno y transplantarlas posteriormente a las parcelas, no se observaron grandes diferencias en términos de la supervivencia y crecimiento, con respecto a las estacas que se plantaron directamente en la parcela experimental, por lo que aplicar este tratamiento resulta innecesario.

ABSTRACT

To explore the potential of tropical dry forest (TDF) species for reforestation, we evaluated the establishment ability and cover development from tree cuttings for five TDF native species in abandoned agriculture fields. The research was conducted at Nizanda, Isthmus of Tehuantepec (Oaxaca), S Mexico. Two experimental studies were carried out. First, 400 *Bursera simaruba* 50-60 cm long stakes were planted at the onset of the rainy season, and 400 more at the end of the dry season, in six fallows (3, 7, 16, 23 and 38 yr old, and one in mature forest). Four months after planting, survival of *B. simaruba* was very low, with 3.6% and 0.3% at the rainy and the dry season, respectively. Due to high mortality, we were unable to evaluate the effect of plot age and season on the establishment ability. Although this species showed promise, stake size may have not been optimal. In the second experiment, we quantified survival and growth of five species planted in a newly abandoned field at the end of the dry season. To analyze tree cuttings survival and growth we used generalized linear models. Nine months after planting, *Amphipterygium simplicifolium* had a relatively high establishment success (20-26%), whereas *B. simaruba*, *Gliricidia sepium*, and *Jatropha alamanii* had lower values, and did not show differences in survival. *Gyrocarpus mocinnoi* was the only species that did not survive. According to the variable used in evaluating growth of tree cuttings (diameter, cover, length of the longer sprouted branch, and number of sprouts), each species displayed a unique behavior. Considering that increments in diameter did not differ between species, *A. simplicifolium* had the best performance, because this species had the highest survival and it had the largest growth in cover, length of the biggest resprout, and number of resprouts. *G. sepium* also developed a large cover and had 10% higher survivorship than *B. simaruba*. Stake survival was positively influenced by their size. In addition, when tree cuttings were planted in polyethylene bags and transplanting subsequently to the fallows, there were no large differences in survivorship and growth between tree cuttings planted directly in the fallows, therefore, application of such treatment is unnecessary.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática ambiental de la selva baja caducifolia

Uno de los mayores problemas ambientales que enfrenta México actualmente es la acelerada conversión de sus ecosistemas naturales en campos agrícolas o ganaderos (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997). La selva baja caducifolia (SBC) no es la excepción, pues algunos autores la han considerado como el tipo de vegetación tropical terrestre más amenazado del mundo ya que presenta las mayores tasas de deforestación y cambio de uso de suelo, ambos impulsados principalmente por las actividades agropecuarias. (Janzen, 1988; Gentry, 1995; Murphy y Lugo, 1995; Trejo y Dirzo, 2000; Miles *et al.*, 2006).

Las implicaciones de las actividades humanas sobre estos sistemas son muy variadas. A nivel regional causan la pérdida de la superficie forestal y un deterioro físico y químico del suelo. La degradación y erosión del suelo genera una disminución importante de la productividad primaria del sistema (Jaramillo y Sanford, 1995), alteraciones negativas en el ciclo hidrológico y de nutrientes, así como en la capacidad de infiltración de agua (Bullock, 1995). Asimismo, los cambios en el uso del suelo hacen que la regeneración natural de la vegetación se vea muy limitada, y que por lo tanto, el sistema no se recupere ante los disturbios de origen antropogénico o que tarde mucho más tiempo para hacerlo (Rzedowski y Calderón, 1987; Brown y Lugo, 1994; Chapman y Chapman, 1999). Otras consecuencias importantes de la deforestación, no sólo de la SBC sino de cualquier ecosistema natural, son la reducción del hábitat y su fragmentación. Estos factores generan a su vez una disminución en la biodiversidad; por ejemplo, erosionando la variabilidad genética o, en algunas ocasiones, llevando a la extinción local a algunas especies (Brooks *et al.*, 2002).

La SBC, o bosque tropical caducifolio, es un tipo de vegetación tropical cuya característica más distintiva es la pérdida de hojas de la mayor parte de los árboles durante la época seca (Rzedowski, 1978). Este hecho se explica por la presencia de una estación de sequía muy marcada, que puede durar entre cinco y ocho meses. La SBC es propia de regiones con clima cálido, con temperaturas promedios anuales que pueden variar de entre 20 y 29°C, con una precipitación promedio anual de 400 a 1,300 mm y un estrato arbóreo de entre 8 y 12 m de altura.

La SBC presenta una alta diversidad florística, así como una gran diversidad de formas de vida de plantas (Medina, 1995). En el caso de México, aproximadamente 60% de las especies que habitan en la SBC son endémicas del país y además, en este tipo de vegetación se encuentran cerca de 20% de las especies presentes de la flora mexicana (Rzedowski, 1991). Esta comunidad se distribuye desde la zona ecuatorial hasta las regiones subtropicales del planeta (Bullock, 1995) y constituye cerca de 42% de los bosques tropicales del mundo (Murphy y Lugo, 1986; Pennigton *et al.*, 2000).

El sistema de producción agrícola que se utiliza generalmente en la SBC de nuestro país es el de roza-tumba-quema. Este sistema consiste en la apertura de campos de cultivo a través de la eliminación de la vegetación, utilizando para ello herramientas manuales, y posteriormente el fuego para quemar la vegetación derribada. Los campos agrícolas son cultivados sólo por algunos años y luego se abandonan para dar oportunidad a que la vegetación se regenere y que el suelo recupere su fertilidad. El proceso de regeneración natural de estos sistemas se cataloga como sucesión secundaria (Holl, 1999; Meli, 2003).

1.2 Sucesión secundaria

Se conoce como sucesión a los procesos de cambio unidireccionales, tanto en la composición de especies como en la estructura y la fisonomía de una comunidad, que ocurren después de un disturbio natural o causado por las actividades antropogénicas. Estos procesos llevan a las comunidades hasta su máximo desarrollo posible en función del ambiente, si es que no son interrumpidos por alguna perturbación (Connell y Slatyer, 1977). Los procesos sucesionales ocurren porque para algunas especies, la probabilidad de establecerse, así como las condiciones bióticas (la abundancia natural de enemigos, la competencia entre plantas vecinas, etc.) y abióticas (cantidad de nutrientes en el suelo, exposición a luz, temperatura, disponibilidad de agua, etc.) cambian a través del tiempo (Ashby, 1969).

Dependiendo de las características ambientales a partir de las cuales se inicia la sucesión, puede decirse que es primaria o secundaria. En la sucesión primaria, el disturbio que la ocasiona es tan severo que elimina el suelo y a todos los componentes vivos de la comunidad, por ejemplo, la erupción de un volcán o la retracción de un glaciar. En cambio, la sucesión secundaria ocurre cuando en la regeneración del sistema intervienen organismos que previamente ya existían en el lugar, generalmente a partir

de propágulos enterrados (del banco de semillas, bulbos, etc.), o por el rebrote de tocones y raíces. La permanencia de organismos *in situ* es posible gracias a que el disturbio que ocasiona la sucesión no fue tan severo; por ejemplo, un incendio somero, una helada o la eliminación de la cobertura vegetal (Odum, 1959).

Debido a que los procesos sucesionales ocurren en períodos muy largos, su seguimiento en el tiempo es un tarea muy complicada, sino es que imposible. Por esto, el estudio de las cronosecuencias resulta ser un método eficaz para inferir los cambios básicos en los patrones sucesionales. Una cronosecuencia sucesional se construye mediante la incorporación de un conjunto de parcelas, que fueron utilizadas con fines agrícolas o ganaderos, y que presentan diferentes tiempos de abandono. Para el estudio de estas parcelas se supone que en ellas se presentan procesos similares de regeneración (Pickett, 1989; Bakker *et al.*, 1996).

1.3 Obstáculos en la regeneración de la SBC

De acuerdo con diversos estudios realizados en la SBC, se sabe que en los parches que se forman cuando se elimina una porción de vegetación, existen barreras que impiden que la regeneración natural ocurra con facilidad. Por ello, los procesos sucesionales se ven detenidos o suceden en períodos muy largos (Lebrija-Trejos, 2004; Viera y Scariot, 2006). Dichas barreras se generan por el manejo que se le da a la tierra antes de cultivarla, por las condiciones ambientales que imperan en las parcelas abandonadas, y porque las especies nativas de estas zonas presentan ciertas características que no permiten que el sistema se recupere de manera eficiente ante los disturbios antropogénicos.

En el sistema de roza-tumba-quema, la vegetación derribada es quemada y dado que los incendios no se presentan de manera natural en la SBC (Janzen, 2002), el fuego hace que la densidad y la riqueza del banco de semillas disminuyan dramáticamente (Kennard *et al.*, 2002; Saha y Howe, 2003; Marod *et al.*, 2004). Se ha encontrado que después de quemar la vegetación, el banco de semillas decrece 93% en su densidad y 81% en su riqueza (Miller, 1999). Por esto, la exposición frecuente al fuego en estos sistemas provoca una simplificación de la comunidad, en donde las especies resistentes a este factor estarán sobre representadas (Gillespie *et al.*, 2000; Viera y Scariot, 2006).

Las características ambientales presentes en las parcelas de cultivo abandonadas limitan fuertemente la germinación y el establecimiento de las semillas (McLaren y

McDonald, 2003). El suelo se encuentra muy compactado y con un déficit de nutrientes, hay poca disponibilidad de microambientes adecuados para la germinación, una gran presencia de plantas herbáceas muy competitivas, así como una gran depredación de las semillas (Guariguata *et al.*, 1995; Holl, 1999; McLaren y McDonald, 2003; Lebrija-Trejos, 2004; Viera y Scariot, 2006).

En la SBC un gran número de especies se dispersa a través del viento (Gentry, 1995; Aide *et al.*, 2000). Este tipo de dispersión permite que las semillas lleguen a las parcelas de cultivo abandonadas en grandes cantidades y que alcancen distancias de cientos de metros desde la fuente de propágulos. Por esto, podría pensarse que en estos sistemas la fragmentación del hábitat puede superarse con cierta facilidad (Zimmerman *et al.*, 2000). Sin embargo, las fuentes de vegetación madura que potencialmente podrían enriquecer el banco de semillas cada vez son más escasas, y conforme aumenta la distancia de las parcelas a los fragmentos o bordes de selva, el número de semillas que llega a ellas puede disminuir hasta 90% (Aide y Cavelier, 1994; Gentry, 1995; Holl, 1999; Holl *et al.*, 2000; Zimmerman *et al.*, 2000; Cubiña y Aide, 2001). Además, el hecho de que la gran mayoría de las especies se dispersen por viento y que la dispersión por vectores bióticos (aves, insectos y pequeños mamíferos) esté muy limitada en estos sistemas, afecta la composición específica de especies de la lluvia de semillas en los fragmentos. Por lo tanto, hay una sobrerrepresentación de las especies anemócoras y una falta de representatividad de toda la diversidad de especies típicas de vegetación madura que son dispersadas por otros vectores (Aide y Cavelier, 1994; Zimmerman *et al.*, 2000).

Además, dado que las especies que forman un banco de semillas en el suelo son pocas, los bancos de semillas autóctonos raramente contribuyen a la regeneración de las áreas perturbadas (Burgos y Mass, 2004). Este hecho se comprueba en la región de Nizanda, Oaxaca, en donde se analizó el banco de semillas de campos agrícolas con distinto tipo de suelo y se encontró que su contribución a la regeneración natural del sistema es muy pobre. Más del 80% de especies del banco son hierbas y las tres especies más abundantes, *Melanthera nivea*, *Rhynchelytrum repens* y *Waltheria indica*, son malezas. Además, se encontró que la presencia de especies típicas de estadios sucesionales avanzados fue nula en todas las muestras que se tomaron (Flores-Rodríguez, datos no publicados).

1.3.1 Dinámica sucesional en la SBC de la región de Nizanda, Oaxaca

En la comunidad de SBC de la región de Nizanda, Oaxaca, se realizó un estudio de la dinámica sucesional en donde se encontró que un obstáculo importante para la regeneración del sistema es el establecimiento de dos especies arbóreas: *Mimosa tenuiflora* y *Mimosa acantholoba* var. *eurycarpa*. Estas especies se vuelven muy dominantes en los estadios tempranos y permanecen durante gran parte de la trayectoria sucesional, ocasionando que la presencia de especies de selva madura sea nula o poco relevante en los primeros 40 años (Lebrija *et al.*, en prensa).

Mediante el uso de un conjunto de cinco modelos no lineales y jerárquicos propuestos por Huisman *et al.* (1993) conocidos como modelos HOF, se estimó el tiempo necesario para recuperar el valor promedio (± 1.96 D.E) de algunos atributos estructurales que definían a la comunidad de SBC madura antes del disturbio. Se encontró que para recuperar la densidad ($5,511 \pm 625$ ind/ha) es necesario que transcurran entre 11 y 12 años, para la cobertura absoluta ($31,283 \pm 2,227$ m²/ha), 20-21 años, el área basal (31.97 ± 7.23 m²/ha), 65-66 años, la riqueza de especies (2.9 ± 0.12) 45 años, y 53 años para la diversidad medida con el índice de Shannon (0.91 ± 0.021) (Lebrija-Trejos *et al.*, en prensa).

La gran variedad de obstáculos que se presentan para recuperar la vegetación de manera natural en la SBC resalta la importancia de desarrollar prácticas de manejo económicas y sencillas. Estas prácticas deben permitir mantener, por lo menos localmente, la diversidad vegetal, asistir a los mecanismos de regeneración natural en los procesos de sucesión secundaria y llevar a cabo acciones de restauración ecológica (Vázquez-Yanes y Batis, 1996; Holl *et al.*, 2000).

Si en la comunidad de SBC de Nizanda se pudiese disminuir la dominancia de *Mimosa tenuiflora* y *Mimosa acantholoba* var. *eurycarpa*, y modificar las características microambientales de las parcelas de cultivo abandonadas, es razonable esperar que disminuya el tiempo que la comunidad tarda en recuperar los atributos que la definían antes del disturbio. Una manera para acelerar los procesos sucesionales puede ser la introducción de especies nativas que de manera natural no colonizan las primeras etapas sucesionales.

1.4 Restauración ecológica mediante el establecimiento de especies leñosas

La restauración ecológica es una rama de la ecología que busca revertir la pérdida de la biodiversidad y mantener el funcionamiento de un ecosistema después de que ha sufrido algún disturbio (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). En un sentido amplio, puede entenderse como el proceso de apoyar a la recuperación de un sistema que ha sido degradado, dañado o destruido por completo, brindando las bases científicas para recuperar la estructura y funcionalidad de los sistemas alterados y desarrollando metodologías experimentales que permitan cumplir con ese propósito (SER, 2002).

En los ecosistemas tropicales, una de las estrategias más comúnmente utilizadas para revertir los procesos de deterioro consiste en desarrollar una nueva cobertura vegetal a través del establecimiento de especies leñosas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). La reforestación de zonas perturbadas con especies leñosas brinda importantes servicios ambientales, permite recuperar algunos atributos importantes de los ecosistemas en términos de su estructura y función y ayuda a detener procesos de degradación (Lugo, 1988; Guariguata *et al.*, 1995; Lugo, 1997; Parrotta *et al.*, 1997; Montagnini, 2001).

El establecimiento de especies leñosas (a) evita la desecación del suelo por evapotranspiración, (b) permite que el reciclaje de nutrientes minerales y que la retención e infiltración de agua en el suelo sean más eficientes, (c) incrementa la cantidad de nutrientes en el suelo gracias a la adición de materia orgánica, (d) permite que se fije nitrógeno atmosférico, (e) permite que se incremente el almacenamiento de carbono, (f) hace que las condiciones lumínicas sean menos adversas, (g) proporciona sombra y refugio a otras especies, (h) incrementa la humedad en el suelo y (i) reduce la compactación del mismo (Luken, 1990; Parrotta, 1992a, Lugo *et al.*, 1993; Khemnark, 1994; Lugo, 1997; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

A sí mismo, las especies leñosas que se establecen en sitios degradados aceleran la trayectoria sucesional de la comunidad (Guariguata *et al.*, 1995), ya que al reducir la presencia de plantas herbáceas, se reduce la competencia y por tanto, es posible el establecimiento de especies que no son buenas competidoras (Bradshaw, 1987). Por otro lado, al reestablecer al menos parte de la flora nativa es posible recuperar más rápido algunos de los atributos originales del sistema (Parrotta, 1992a; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Por último, al brindar frutos comestibles a las aves frugívoras se

incrementa la dispersión de semillas de especies que son comunes de estadios sucesionales más avanzados (Luken 1990; Holl, 1998).

Además, al establecer plantaciones de especies leñosas en sitios perturbados a través de estacas es posible mantener un mejor control en la composición de las especies (Bradshaw, 1987), propagar especies que presentan problemas en la producción y germinación de sus semillas (Iglesias *et al.*, 1996) y producir muchas plantas de buen tamaño con un mínimo de instalaciones.

1.4.1 Elección de las especies a utilizar con fines de restauración

Los niveles de degradación de la cobertura vegetal, las características edáficas de la zona perturbada y las características intrínsecas de las especies nativas marcan la pauta para la elección de las especies que pueden ser utilizadas con fines de restauración (Lugo, 1997; Vázquez-Yanes, *et al.*, 1997).

Es deseable que las especies que se seleccionen presenten ciertas características, como (a) ser nativas de la zona que se desea restaurar, (b) ser de fácil establecimiento y propagación, (c) crecer rápidamente en sitios perturbados, (d) resistir a condiciones limitantes como suelos poco fértiles o compactados, (e) ser buenas competidoras, (f) producir materia orgánica con una alta relación de nitrógeno/carbono, (g) no presentar una tendencia a adquirir un crecimiento malezoides, invasor e incontrolable, (h) que presenten nódulos fijadores de nitrógeno o una asociación micorrízica para compensar el bajo nivel de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes en el suelo, y por último, (i) que presenten alguna utilidad adicional a su efecto restaurador; por ejemplo, ofrecer productos como leña, forraje nutritivo para el ganado, madera, resinas, materiales para la elaboración de artesanías, medicinas, materiales para la construcción, entre otros (Vázquez-Yanes y Batis, 1996; Vázquez-Yanes *et al.*, 1997; Harrington, 1999).

Otro aspecto importante a considerar al elegir especies con fines de restauración es evitar el uso de especies exóticas, ya que estas especies no siempre permiten la subsistencia de plantas y animales nativos, pues suelen ser especies altamente competitivas que interfieren en la dinámica del sistema (Vázquez-Yanes y Batis, 1996), y en la mayoría de los casos no permiten recuperar la estructura y la funcionalidad original (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). En cambio, las especies vegetales nativas pueden ser una muy buena opción para cumplir con los objetivos de la ecología de la restauración, dado que están adaptadas a las condiciones climáticas de la zona que se pretende restaurar, forman parte de la dinámica de la comunidad, sus propágulos pueden

conseguirse fácilmente y son más aceptadas por los pobladores, pues son especies con las que se encuentran familiarizados (Newton, 1992; Butterfield, 1995; Harrington, 1999; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Cervantes *et al.*, 2001., Montagnini, 2001).

1.5 Propagación vegetativa

La propagación vegetativa o asexual es el mecanismo a través del cual una planta puede reproducirse o multiplicarse a partir de sus partes vegetativas (tallos, rizomas, tubérculos, cormos, bulbos, hojas o raíces). Este tipo de propagación implica la separación de una sección de la planta madre; después de esto, bajo condiciones ambientales favorables, se induce la formación de raíces (Hartmann y Kester, 1999).

La propagación vegetativa es posible gracias a dos propiedades que presentan todas las células vegetales: la totipotencialidad y la desdiferenciación. La totipotencialidad es la capacidad que tiene una célula vegetal para reproducir todos los órganos de la planta y sus funciones, debido a que porta la información genética necesaria para ello (Taiz y Zeiger, 1998). Por otro lado, muchas células de los tejidos vegetales maduros conservan la capacidad de desdiferenciarse y dar origen a diversas estructuras; es decir, de transformar sus células especializadas (diferenciadas) a células meristemáticas (desdiferenciadas), modificando todas las funciones celulares (Hartmann *et al.*, 1997).

Este tipo de propagación tiene esencialmente tres variantes: (1) la micropropagación a partir de tejidos vegetales en cultivo *in vitro*, (2) la propagación por injertos de segmentos de la planta sobre tallos de plantas receptoras más resistentes, y (3) la propagación a partir de bulbos, estolones, rizomas, tubérculos o segmentos de las plantas (estacas) que conserven la potencialidad de enraizar (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997).

1.5.1 Propagación vegetativa a través de la técnica del estacado

Las estacas son las porciones de tallos o ramas que se cortan de la planta madre, que contienen yemas laterales o adventicias y que se usan para formar plantas independientes. Con este tipo de propagación se busca formar raíces adventicias en la base de la estaca. Las raíces adventicias son aquellas que se desarrollan a partir de cualquier parte de la planta que no sean las raíces del embrión y sus ramas (Hartmann y Kester, 1999). La capacidad de las estacas de diferentes especies para producir raíces

varía dependiendo de factores genéticos, fisiológicos y fenológicos (Iglesias *et al.*, 1996; Alegre *et al.*, 1998). Por esto, es muy importante seleccionar adecuadamente a las plantas de donde se obtendrá el material vegetal, elegir el o los tratamientos a los que se va a someter a las estacas y las condiciones ambientales en las que se va a dar el enraizado (Hartmann y Kester, 1999).

1.5.2 Fuente de material para la obtención de estacas

El estado de desarrollo de las plantas es un factor importante que puede influir en la capacidad de las estacas para formar raíces. Las plantas que se encuentran en fase juvenil tienden a formar raíces con mayor facilidad en comparación con las plantas que han alcanzado la fase adulta. Esto es porque en las plantas adultas la formación de factores de inhibición del enraizamiento, como los compuestos fenólicos es mayor (Hartman y Kester, 1999).

El tipo de madera es otro factor que influye en la capacidad de enraizamiento de las estacas. Es recomendable que las estacas se obtengan de árboles de madera suave, pues se sabe que enraízan con mayor facilidad dado que sus tejidos no son tan lignificados como el de las estacas provenientes de madera dura y semidura (Longman y Wilson, 1993; Hartmann y Kester, 1999).

El nivel nutricional de la planta madre también es un factor que repercute en el desarrollo de raíces de las estacas. En algunas especies deciduas es necesario que las estacas posean un alto nivel de carbohidratos, pero que presenten un bajo nivel de nitrógeno libre o soluble (Macdonald, 1990), es posible notar esta relación de C:N si las ramas se rompen tronándose antes de doblarse (Hartmann y Kester, 1999).

1.5.3 Recolección de las estacas

Así como es importante elegir cuidadosamente a las plantas de donde se obtendrán las estacas, también es importante considerar otros factores para obtener buenos resultados. La época en la que se recolectan las estacas determina el grado de maduración de la madera, la concentración endógena de fitohormonas y de sustancias reguladoras de crecimiento (auxinas, citoquininas, giberilinas, ácido abscísico y etileno), así como la cantidad de reservas (principalmente carbohidratos) acumuladas en los tejidos del tallo (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997; Hartmann y Kester, 1999). En especies deciduas es recomendable obtener estacas al final de la época de secas, porque es cuando en las ramas de los árboles hay una gran acumulación de reservas destinadas a la formación de

nuevas hojas, las cuales también pueden dar lugar a la formación de raíces. En cambio, si se recolectan estacas cuando los árboles presentan hojas, el ciclo fenológico no permite una coincidencia entre la producción de hormonas de crecimiento y el enraizamiento (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997).

Otro de los factores más determinantes en la supervivencia de una estaca es su tamaño (San Miguel *et al.*, 1999). Dado que en el proceso de desarrollo de los primordios radiculares la demanda de carbohidratos es muy grande, es necesario que las estacas presenten la cantidad de nutrientes necesaria, los cuales suelen encontrarse como reservas en los tejidos del tallo (como el parénquima) o almacenados en las hojas. Mientras más grande sea la estaca, el área en los tejidos por regenerarse será mayor, lo que aumentará la actividad metabólica en la parte basal de la estaca, la resistencia física y la cantidad de nutrientes almacenados. Asimismo, se incrementarán las cantidades de carbohidratos aprovechables, de sustancias reguladoras del crecimiento y de fitohormonas, haciendo el proceso de enraizado más factible, aun cuando las condiciones ambientales sean adversas. Por el contrario, las estacas con un diámetro delgado y menor longitud agotarán sus carbohidratos rápidamente, pudiendo inhibir el proceso de fotosíntesis y consecuentemente el enraizamiento (Leakey *et al.*, 1994; Vázquez-Yanes *et al.*, 1997; Hartmann y Kester, 1999).

Gran parte de la información que se ha generado acerca de las particularidades de la técnica del estacado proviene de investigaciones realizadas en condiciones ambientales muy controladas (Hartmann y Kester, 1999). Mientras que el uso de estacas para recuperar áreas degradadas ha sido muy escaso, y son contadas las investigaciones que se han realizado al respecto (Zahawi, 2005). Por esto, son muy limitados los conocimientos que se tienen acerca de las especies que potencialmente podrían utilizarse, y de la metodología que debe seguirse para la elección y plantación de las estacas.

No obstante, se ha estudiado el potencial de establecimiento mediante estacas con fines de restauración en especies que generalmente se utilizan para la construcción de cercos vivos, que son plantaciones de estacas de más de 1 m de altura que delimitan un terreno y que en algunos casos, presentan usos adicionales. Estas especies son de fácil enraizamiento y no necesitan ser sometidas a ningún tratamiento, puesto que tienen una gran plasticidad para responder adecuadamente a condiciones ambientales estresantes, como la falta de agua, el exceso de luz, o la falta de nutrientes en el suelo. *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, *Erythrina batenona*, *E. fusca*, *Jatropha gaumeri*,

J. curcas y *Spondias purpureas* son especies con las que se han obtenido buenos porcentajes de supervivencia al plantarlas directamente en terrenos degradados, sin someterlas a ningún tratamiento, utilizando estacas de entre 1.3 y 2 m de altura y un diámetro de entre 2 y 8 cm (Gómez, 2006; Zahawi, 2005; Messenger, 1997; Villanueva, 1996). Estas especies son ideales para propagarse vegetativamente y utilizarse en proyectos de restauración (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997).

Por otro lado, se ha explorado la capacidad de enraizamiento en condiciones de invernadero de algunas de las especies que se utilizan como cerco vivo, utilizando estacas con una longitud promedio de 20 a 30 cm y 1 cm de diámetro, y evaluando el efecto de distintos tratamientos sobre la capacidad de enraizamiento, como la aplicación de ácido indolbutírico (AIB) a distintas concentraciones. *Bursera fagaroides*, *B. grabrifolia*, *B. simaruba* y *Gliricidia sepium* son especies que presentan una buena capacidad para producir raíces, y en las que la aplicación de AIB no tiene un efecto positivo sobre el enraizamiento (Bonfil-Sanders, 2007; Scheinvar, 2004; García, 2002).

1.5.4 Propagación sexual vs. propagación vegetativa

Para la propagación de plantas utilizadas en distintos programas de reforestación o restauración, generalmente se utilizan plántulas obtenidas de semillas (reproducción sexual; Lugo *et al.*, 1993; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Este tipo de propagación permite conservar la variabilidad genética de las poblaciones, ya que al disponer de todo su *pool* genético les es posible afrontar las dificultades que el medio les plantea (Durán *et al.*, 1997). Sin embargo, la reproducción sexual no siempre es exitosa, pues en algunas especies la producción de semillas no es constante a lo largo del año, las semillas pueden no ser viables o presentar mecanismos de latencia, y la supervivencia de las plántulas transplantadas al campo generalmente es baja. Además, el costo de producción de semillas es elevado porque se requieren instalaciones de propagación especializadas como viveros o invernaderos, y en muchas ocasiones es necesario aplicar tratamientos para que las semillas puedan germinar (Brown y Lugo 1994; Aide y Cavelier, 1994).

Por el contrario, la propagación vegetativa o asexual presenta ciertas ventajas, ya que permite que una especie se reproduzca rápidamente y a bajo costo, acorta el período de regeneración natural porque evita la etapa de plántula, que es el período crítico en la vida de las plantas (Hartmann y Kester, 1999), y permite tener plantaciones con individuos de calidad uniforme, manteniendo un genotipo deseable intacto. No obstante,

cuando este tipo de propagación se utiliza en forma masiva, se requiere de un mayor énfasis y cuidado en la selección de los individuos que se usarán como fuente de material vegetal. Esto es importante porque la uniformidad genética puede impedir que se tenga una respuesta adecuada a las presiones del ambiente físico y biótico, que puede afectar directamente a la supervivencia (Ruiz *et al.*, 2005).

1.6 Objetivo

El objeto de este estudio fue evaluar el potencial de establecimiento mediante estacas de cinco especies nativas de SBC en parcelas de cultivo abandonadas. Para abordar este objetivo se plantearon dos objetivos particulares. En el primero se evaluó la supervivencia y el crecimiento de estacas de *Bursera simaruba* a lo largo de una cronosecuencia sucesional, representada por seis parcelas. En el segundo, se evaluó la supervivencia y el crecimiento de estacas de *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, *Gyrocarpus mocinnoi*, *Jatropha alamanii* y *Amphipterygium simplicifolium* plantadas en una parcela de cultivo recién abandonada.

2. MÉTODO

2.1 Sitio de estudio

Este estudio se realizó en la vegetación secundaria de la SBC de la región de Nizanda (16° 39' N, 95° 00' O), la cual se localiza en la vertiente pacífica del Istmo de Tehuantepec, en los límites de los municipios Asunción Ixtaltepec y Ciudad Ixtepec (Distrito de Juchitán, Oaxaca), en el sur de México (Figura 1). El clima regional es cálido subhúmedo y fuertemente estacional (AW_0), con una época de secas muy marcada que se presenta de noviembre a abril, una precipitación promedio anual de 1000 mm, concentrada de mayo a octubre, y una temperatura promedio media anual de 26°C (Pérez-García *et al.*, 2001). Un factor importante que determina el clima de la región es la presencia de corrientes eólicas de gran velocidad que se originan por el paso forzado de los vientos alisos entre las sierras que circundan las partes bajas del Istmo. Los tipos de suelo primarios en la región son Litosoles y los suelos secundarios son Feozems háplicos y Regosoles éutricos, ambos con estructuras medias (SPP 1981).

Aunque en la región se han reconocido siete tipos de vegetación: sabana, matorral xerófito, matorral espinoso, selva mediana subperennifolia, bosque de galería y SBC, la SBC es el tipo de vegetación predominante y ha sido identificado como el más heterogéneo, ya que presenta notables variaciones en su composición y fisonomía en los sitios donde se desarrolla (Pérez-García y Meave, 2004). En esta comunidad, la mayoría de las especies pueden ser catalogadas como raras, pues no existe alguna especie dominante. El dosel alcanza una altura de siete m, aunque existen árboles emergentes principalmente del género *Bursera* que alcanzan hasta 15 m y no es posible distinguir estratos bien definidos (Pérez-García, *et al.*, 2001).

En la zona se encuentran grandes regiones conservadas de SBC, aunque hay numerosos parches de vegetación secundaria de diferentes edades. La vegetación secundaria es aquella que crece en sitios perturbados por distintas actividades humanas, como la apertura de campos para la ganadería extensiva de ganado vacuno o por el abandono de campos de cultivo. La vegetación secundaria de la región de Nizanda es un conjunto heterogéneo, en donde en general dominan plantas arvenses, particularmente de las familias Asteraceae, Malvaceae y Poaceae. Los pastos introducidos son más frecuentes en la vegetación secundaria mientras que los nativos están prácticamente

ausentes. En los sitios sucesionales avanzados domina la familia Mimosaceae, especialmente de los géneros *Mimosa* y *Acacia* (Pérez-García, *et al.*, 2001).

En la vegetación secundaria de la SBC de la región de Nizanda, en el año de 2003, se construyó una cronosecuencia sucesional representada por 15 parcelas con distintas edades de abandono: 0, 1, 3, 5, 7, 10, 14, 18, 22, 25, 27, 32, 37 y 40 años respectivamente, y una más de selva madura. Las parcelas se eligieron tomando en cuenta la historia de uso, todas fueron cultivadas por períodos cortos de tiempo, aproximadamente de 5 a 7 años, para sembrar maíz de temporal, dos veces durante un año: una vez al inicio de la temporada de lluvias y otra al final de la misma, después de lo cual se abandonaron. Otros criterios para la elección de las parcelas fueron el sustrato geológico en donde se desarrolla la vegetación secundaria y su posición topográfica, eligiendo a las parcelas ubicadas en terrenos planos o en las laderas con poca pendiente de los lomeríos presentes en la región. Todas las parcelas tienen un área de 900 m² (30 × 30 m) y se encuentran cercadas (Lebrija-Trejos, 2004).

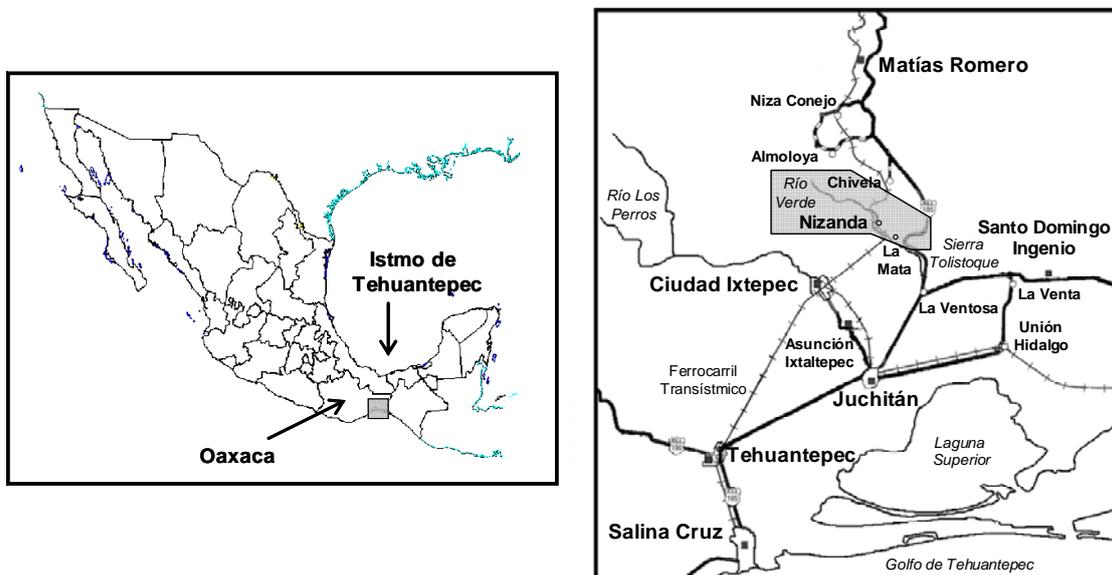


Figura. 1. Localización de sitio de estudio. Tomado de Pérez-García *et al.*, 2001.

2.2 Especies de estudio

En esta investigación se eligieron cinco especies nativas de la SBC de la región: *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, *Gyrocarpus mocinnoi*, *Jatropha alamanii* y *Amphipterygium simplicifolium*, ya que presentan ciertas características que las hacen potencialmente útiles para restaurar zonas degradadas, porque son abundantes en la zona y porque los pobladores las reportan como especies con una alta capacidad para rebrotar.

2.1.1 *Bursera simaruba* (L.) Sarg.

Es un árbol perteneciente a la familia Burseraceae. En la región de Nizanda se le conoce con el nombre de “lagayito”. En México se distribuye desde la Sierra de Tamaulipas y San Luis Potosí hasta Yucatán y Quintana Roo en la vertiente del Golfo de México, y desde Sinaloa hasta la Depresión Central de Chiapas en el lado del Pacífico (Francis, 1990; Pennigton y Sarukhán, 1968). Puede crecer en regiones que presentan clima tropical o subtropical, con una precipitación anual media entre 500 y 1,400 mm y una temperatura de 18 a 27°C (Rzedowski *et al.*, 2005) Es tolerante a ligeras heladas, al fuego y a la sombra en todas las etapas de su crecimiento, pero es muy susceptible al daño por hongos y al ramoneo de insectos (http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/17-burse2m.pdf).

Esta especie brinda importantes servicios ecosistémicos, ya que es capaz de estabilizar los bancos de arena, dar sombra y refugio a otras especies, y conservar la estructura del suelo. Es una especie muy utilizada como barrera rompevientos, en prácticas agroforestales para construir cercas vivas o con fines ornamentales. Su madera es utilizada como combustible, para la construcción, o para la elaboración de artesanías, ya que es muy suave. De su corteza se obtienen productos como aromatizantes o adhesivos y se ha reportado el uso de sus hojas con fines medicinales (Francis, 1990).

Bursera simaruba es un elemento característico de comunidades maduras o sucesionalmente tardías, ya que su presencia es nula o poco frecuente en sitios perturbados (Rzedowski y Kruse, 1979). Por lo tanto, su propagación es de suma importancia para acelerar la recuperación de la composición y la estructura de las comunidades perturbadas (Bradshaw, 1987). *B. simaruba* fue reportada en el manual “Árboles mexicanos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación” como una especie muy útil para ser utilizada en la restauración (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

2.1.2 *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp.

Es un árbol o arbusto perteneciente a la familia Fabaceae. En la región de Nizanda se le conoce como “yeniza”. En México se distribuye en la vertiente del Golfo de México en Tamaulipas, San Luis Potosí, el norte de Puebla y Veracruz hasta la Península de Yucatán, y desde Sinaloa hasta Chiapas en el lado del Pacífico (Pennington y Sarukhán, 1968). Crece en regiones con clima cálido y subhúmedo, con temperaturas de 20 a 30°C. Las áreas más secas de su área de distribución natural reciben de 600 a 700 mm de precipitación anual con una estación seca de siete a ocho meses de duración. En contraste, las áreas más húmedas de su área de distribución natural reciben hasta 3,500 mm de precipitación anual, con una estación seca bien definida pero de menor duración (Hughes, 1987).

Esta especie tolera suelos pobres, ácidos, arenosos o arcillosos, muy compactados y con alta concentración calcárea, así como la inundación temporal, la exposición constante al viento, la sombra y altas temperaturas (42°C). Es muy susceptible a suelos con problemas de inundaciones periódicas, a heladas, al daño por insectos y por roedores, así como a el daño causado por hongos, plantas epífitas y parásitas (Parrotta, 1992b).

Esta especie ofrece importantes servicios ecosistémicos ya que es capaz de conservar el suelo y controlar la erosión, recuperar terrenos degradados, fijar nitrógeno atmosférico (13 kg N/ha/año) gracias a asociaciones nodulares con bacterias, principalmente con *Rhizobium*, así como producir abono verde proveniente de la hojarasca y el desrame. Es muy utilizada como barrera rompevientos, contra incendios y como cerco vivo en terrenos agrícolas y ganaderos. Se cultiva extensamente en sistemas agroforestales como árbol de sombra para café y cacao y para soporte de la vainilla. También presenta usos ornamentales debido a la belleza de sus flores que pueden ser blancas o rosadas (Parrota, 1992b, Vázquez-Yánes *et al.*, 1999).

G. sepium es una especie secundaria fuertemente competitiva y con una gran facilidad para establecerse como pionera en la regeneración secundaria, ya que tanto su germinación como su crecimiento son rápidos (Pennington y Sarukhán, 1968). Al igual que *Bursera simaruba*, ha sido reportada en el manual “Árboles mexicanos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación” (Vázquez-Yánes *et al.*, 1999). Dada su facilidad de propagación, usos múltiples y potencial en la recuperación de suelos degradados, *G. sepium* ha sido considerada como una de las especies arbóreas más ampliamente cultivadas e investigadas agrónomicamente. Según

un análisis realizado por el Instituto Forestal de Oxford (OFI) en donde evaluaron la supervivencia de distintas especies con distintas procedencias a nivel mundial, *G. sepium* fue clasificada como la sexta especie en términos de su supervivencia en 14 países y la cuarta en producción de biomasa (http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/29-legum19m.pdf).

2.1.3 *Amphipterygium simplicifolium* (Standl.) X. Cuevas-Figueroa

Es un árbol perteneciente a la familia Julianaceae. En la región de Nizanda se le conoce con el nombre de “cuachalalán”. Se distribuye desde el estado de Oaxaca, hasta Guatemala y Costa Rica. Crece en regiones con clima cálido y templado, con altitudes que van desde 100 hasta 1,700 m s.n.m., en zonas con temperaturas medias que van desde 20 a 29°C y en donde la precipitación alcanza un máximo de 1,200 mm (Cuevas, 2005). Es capaz de crecer en sitios perturbados y tolera incendios frecuentes; además, puede crecer en sitios con pH de ácido a ligeramente alcalino y pobres en materia orgánica. Es una especie que ha sido reportada como sucesionalmente tardía (Ortiz, 2004).

Además, es de gran importancia para la herbolaria ya que su corteza y raíz es utilizada para el tratamiento de más de 30 enfermedades distintas: es utilizada como adstringente, endurecedor de encías, para reducir la inflamación de ovarios, realizar lavado de heridas, disminuir la fiebre intermitente, curar la malaria, el cáncer estomacal e intestinal, también es utilizada como antidiabético, para reducir el colesterol, tratar los cálculos renales, la tosferina, la disolución de tumores, hernias y para tratar afecciones del riñón. En algunas regiones se utiliza como antiséptico, cicatrizante, antibiótico y para tratar los golpes internos y externos (Lara y Márquez, 1996; Cuevas, 2005).

2.1.4 *Gyrocarpus mocinnoi* Espejo

Es un árbol, o raramente un arbusto, perteneciente a la familia Hernandiaceae. En la región de Nizanda se le conoce como “balola”. Se distribuye de 0 a 1600 m s.n.m. y es un elemento característico de la SBC. Es utilizado para formar cercas vivas y debido a que su madera es suave también se utiliza para la construcción. Es una especie reportada como sucesionalmente temprana (Rivera, 2007).

2.1.5 *Jatropha alamanii* Müell. Arg.

En un árbol o arbusto perteneciente a la familia Euphorbiaceae. En la región de Nizanda se le conoce con el nombre de “piñón” y es una especie endémica del estado de Oaxaca. Alcanza una altura de 3 a 5 m y crece principalmente en suelos calcáreos; sus frutos son trivalvados y produce semillas de alrededor de 1 cm de diámetro (Martínez *et al.*, 2002; Steinmann, 2002).

2.2 Recolección, plantación y evaluación de la supervivencia y crecimiento de las estacas

Este estudio se llevó a cabo entre junio de 2005 y febrero de 2007, período en el cual se realizaron dos experimentos para los cuales se siguió la misma metodología en cuanto a la recolección, plantación y evaluación de la supervivencia y el crecimiento de las estacas.

a) Plantación en la cronosecuencia: en este primer experimento, en una cronosecuencia sucesional representada por seis parcelas de cultivo con distinto tiempo de abandono (en el año 2005 tenían 3, 7, 16, 23 y 38 años de abandono respectivamente, y una más de selva madura), se evaluó la capacidad de establecimiento mediante estacas de *B. simaruba* recolectadas y plantadas tanto en época de lluvias como en época de secas. Las características de las estacas recolectadas en ambas épocas se muestran en la Tabla 1.

b) Plantación de las cinco especies: en el segundo experimento, en una parcela de cultivo recién abandonada se plantaron estacas de distintas especies, colectadas en la época de secas, que fueron sometidas a dos tratamientos. Dichas especies fueron *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, *Gyrocarpus mocinnoi*, *Jatropha alamanii* y *Amphipterygium simplicifolium*. Las características de las estacas colectadas de cada especie se muestran en la Tabla 2.

Tabla 1. Valor promedio (± 1 E.E.) de la longitud, el diámetro y el peso inicial de las estacas de *Bursera simaruba* recolectadas para la plantación en la cronosecuencia en las épocas de lluvias y de secas.

Época	Longitud (cm)	Diámetro (cm)	Peso inicial (g)
Lluvias	61.36 (0.39)	2.54 (0.04)	226.54 (7.54)
Secas	51.69 (0.28)	3.08 (0.53)	216.1 (9.42)

Tabla 2. Valor promedio (± 1 E.E.) de la longitud, el diámetro y el peso húmedo de las estacas utilizadas en el experimento de las cinco especies.

Especie	Longitud (cm)	Diámetro (cm)	Peso inicial (g)
<i>Bursera simaruba</i>	52.05 (0.45)	2.58 (0.06)	219.54 (11.17)
<i>Gliricidia sepium</i>	64.51 (0.35)	2.19 (0.06)	236.28 (13.58)
<i>Jatropha alamanii</i>	47.83 (0.44)	1.79 (0.06)	86.32 (4.71)
<i>Gyrocarpus mocinnoi</i>	44.97 (0.62)	2.24 (0.09)	187.96 (14.47)
<i>Amphipterygium simplicifolium</i>	47.76 (0.55)	2.10 (0.05)	156.06 (9.37)

Para recolectar estacas en la época de secas, fue necesario marcar previamente en época de lluvias (noviembre 2005) individuos maduros de cada especie ubicados cerca de las parcelas experimentales, seleccionando a los que presentaran un aspecto saludable (sin evidencia de patógenos, con corteza uniforme y follaje denso). Para la plantación en la cronosecuencia se realizaron dos cosechas de estacas: una en época de lluvias (junio 2005) y la otra en época de secas (abril 2006) y se obtuvieron 500 estacas en cada una. Para la plantación de las cinco especies, se hizo solamente una cosecha en época de secas (abril 2006), y se obtuvieron 150 estacas por cada especie.

Al cortar las estacas, se removieron todas las ramas laterales y se cuidó no perder de vista la polaridad de las mismas. Todas las estacas se marcaron, para después medirlas en longitud, diámetro y peso húmedo; dicho proceso se realizó en una semana, período en el cual estuvieron colocadas a la sombra y en el suelo en posición horizontal. Posteriormente, se eligieron al azar todas las estacas para realizar los experimentos. Las estacas fueron plantadas a una profundidad de entre 15 y 20 cm, compactando el suelo alrededor de las mismas sin remover la vegetación presente en la parcela.

Para averiguar si la cantidad de biomasa sembrada en cada parcela difirió significativamente de acuerdo con el tamaño inicial de las estacas, para el primer experimento que fue la plantación de estacas de *B. simaruba* en una cronosecuencia, se obtuvieron 50 estacas de esta especie. Para el segundo experimento que fue la plantación con cinco especies, se obtuvieron 26 estacas de cada una de las especies de estudio. Todas las estacas, tanto las del primer experimento, como las del segundo, se pusieron a secar en un horno a 150 °C. Luego de 30 días, se realizó una primera evaluación de la pérdida de peso. A los 60 días se realizó una segunda evaluación y se

comprobó que las estacas ya no perdieron más peso, por lo que se consideró el dato obtenido en esa última evaluación como el peso seco de las estacas.

Las variables de respuesta evaluadas en este experimento fueron la supervivencia y el crecimiento de las estacas. Al evaluar la supervivencia se consideró a un individuo vivo como aquél que presentó tejido vivo en el cambium, mientras que para evaluar el crecimiento se consideraron las siguientes variables: (a) longitud de la rama mayor rebrotada (LRM), la cual se midió desde el tallo hasta la punta de la rama mayor; (b) diámetro basal del tallo, medido al ras del suelo; (c) el número de rebrotes por tallo (NR); y (d) cobertura, midiendo el diámetro máximo de la copa y su perpendicular para posteriormente calcular el área con la siguiente fórmula:

$$a = \pi \left[\frac{(d_1)(d_2)}{4} \right]$$

Donde d_1 = diámetro más grande, d_2 = su diámetro perpendicular

2.3 Plantación en la cronosecuencia

En este experimento se decidió seguir la técnica de propagación más sencilla, tratando de imitar la metodología tradicional de los campesinos. No se utilizó enraizador ni ningún otro tratamiento; las estacas sólo se cosecharon, se dejaron secar por una semana y se sembraron directamente en la parcela.

De las estacas recolectadas, tanto en época de lluvias como en época de secas, se seleccionaron al azar 300 para formar seis paquetes con 50 estacas cada uno. Dichos paquetes fueron sembrados al azar en seis parcelas de cultivo con distinto tiempo de abandono, en cinco líneas paralelas con 10 estacas en cada una. Entre estaca y estaca se mantuvo una distancia constante de 2 m, mientras que entre línea y línea la distancia fue de 7 m (Figura 2).

La supervivencia y crecimiento de las estacas plantadas en la época de lluvias fueron evaluados en noviembre de 2005. Debido al bajo porcentaje de supervivencia observado, todas las estacas fueron removidas y en su lugar se plantaron las estacas cosechadas en la época de secas siguiendo el mismo diseño experimental. La evaluación de la supervivencia y el crecimiento de esa nueva plantación se realizó en julio de 2006.

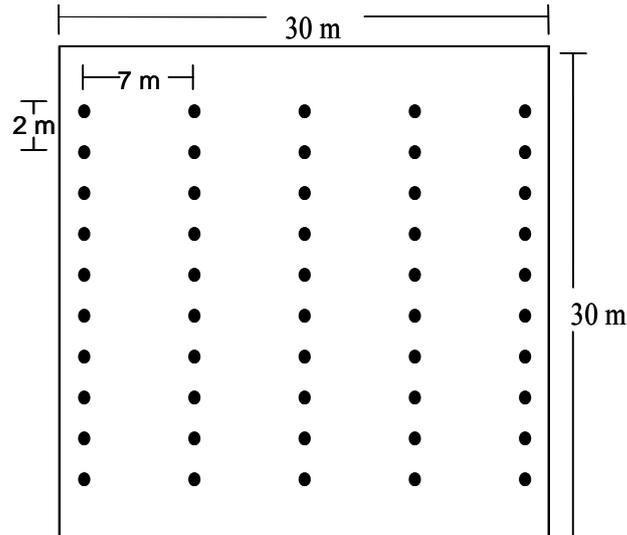


Figura 2. Plantación de la cronosecuencia. Disposición espacial de las estacas en cada una de los seis sitios sucesionales.

2.4 Plantación de las cinco especies

Para el segundo experimento, cincuenta estacas de cada especie fueron sometidas a dos tratamientos, “parcela” y “bolsa”. En el tratamiento parcela, las estacas fueron plantadas directamente en una parcela experimental después de haber sido cosechadas, mientras que en el tratamiento bolsa las estacas se plantaron primero en bolsas de polietileno de 15×20 cm con tierra obtenida de la parcela. Dichas bolsas se colocaron en un terreno al aire libre, y se regaron dos veces por semana durante tres meses, tiempo después del cual fueron transplantadas a la parcela experimental.

Al momento de plantar las estacas se formaron grupos que incluyeron a las cinco especies (una estaca de cada especie) en un formato de celdas, teniendo una estaca central equidistante a 1.5 m de las cuatro estacas de las esquinas. Se utilizaron 10 transectos paralelos con 10 grupos en cada uno. A las estacas de cinco transectos se les aplicó el tratamiento parcela mientras que a las estacas de los cinco transectos restantes se les aplicó el tratamiento bolsa. Se realizó una doble aleatorización tanto del orden en el que se plantaron las estacas dentro de cada grupo, como del orden en el que se aplicaron los tratamientos entre de los transectos. Entre cada grupo así como entre cada transecto se mantuvo un metro de distancia (Figura 3).

Cada tres meses se evaluó tanto la supervivencia como el crecimiento. El primer censo se realizó en julio de 2006, el segundo en octubre de 2006 y el tercero en febrero de 2007.

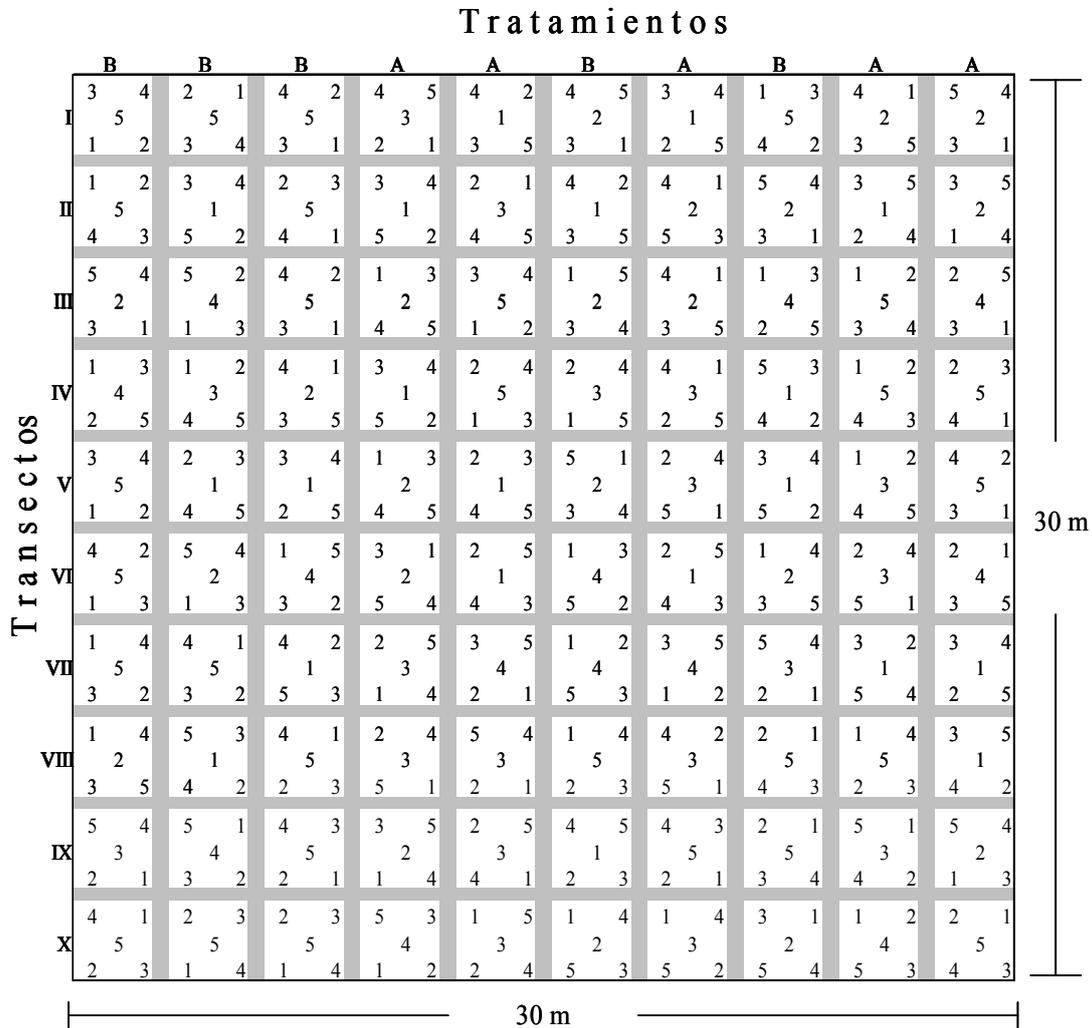


Figura 3. Distribución espacial de las estacas en la parcela experimental de la plantación de las cinco especies. 1 = *Bursera simaruba*, 2 = *Gliricidia sepium*, 3 = *Jatropha alamanii*, 4 = *Gyrocarpus mocinnoi*, 5 = *Amphipterygium simplicifolium*, A = tratamiento parcela y B = tratamiento bolsa.

2.5 Análisis estadístico

Para ambos experimentos se realizaron análisis de regresión lineal del peso húmedo contra la pérdida total de peso y del peso húmedo de las estacas contra el porcentaje de pérdida de peso. Además, en el experimento de las cinco especies se realizó un análisis de varianza con el programa estadístico STATISTICA 5.0

Se analizó la supervivencia y el crecimiento en la plantación de las cinco especies mediante modelos lineales generalizados y el proceso interactivo con el paquete estadístico GLIM 6.0, evaluando cada variable independientemente. Debido a que algunos datos no presentaron una distribución normal en el error, se realizaron transformaciones cuando fue necesario, como se indica en la Tabla 3.

Las variables explicativas fueron la especie, el tratamiento y el tamaño inicial de la estaca (tomado como el peso inicial) y sus respectivas interacciones (especie \times tratamiento, especie \times tamaño inicial, tratamiento \times tamaño inicial, y especie \times tratamiento \times tamaño inicial). Las variables de respuesta fueron la supervivencia y el crecimiento. Este último se analizó con los datos tomados a los nueve meses de haber establecido la plantación, excepto para la variable diámetro, que fue analizada como la diferencia entre el diámetro inicial y el diámetro final. Sólo se tomaron en cuenta los datos de las estacas que sobrevivieron, por lo que el tamaño de muestra para el análisis del crecimiento fue de 51 para cada variable, mientras que para el análisis de la supervivencia fue de 400.

Tabla 3. Variables utilizadas para analizar la supervivencia y el crecimiento. Los datos se transformaron de acuerdo con el tipo de error y se ajustaron modelos lineales generalizados para cada variable.

Variable	Tipo de datos	Error	Función de enlace
Supervivencia	Conteo	Binomial	Logística
Diámetro	Continuo	Normal	Ninguna
Longitud de la rama mayor	Continuo	Gamma	Logarítmica
Cobertura	Continuo	Gamma	Logarítmica
Número de rebrotes	Conteo	Poisson	Logarítmica

3. RESULTADOS

3.1 Plantación en la cronosecuencia

3.1.1 Peso seco

Todas las estacas de *Bursera simaruba* presentaron un peso inicial promedio de 112.72 ± 60.73 g. Después de haber sido secadas en un horno, el peso promedio fue de 64.86 ± 35.43 g. De acuerdo con el análisis de regresión realizado del peso húmedo contra la pérdida de peso, se encontró que las estacas con un menor peso inicial perdieron menos peso en comparación con las estacas que presentaron un mayor peso inicial ($R^2 = 0.99$; $P = 0.0001$; Figura 4a). El análisis de regresión del peso húmedo contra el porcentaje de pérdida de peso ($R^2 = 0.11$; $P < 0.05$), mostró que en promedio todas las estacas perdieron 43% de su peso original (Figura 4b). Es decir, las estacas más grandes perdieron más peso en términos absolutos, pero en términos relativos perdieron el mismo peso independientemente de su tamaño inicial.

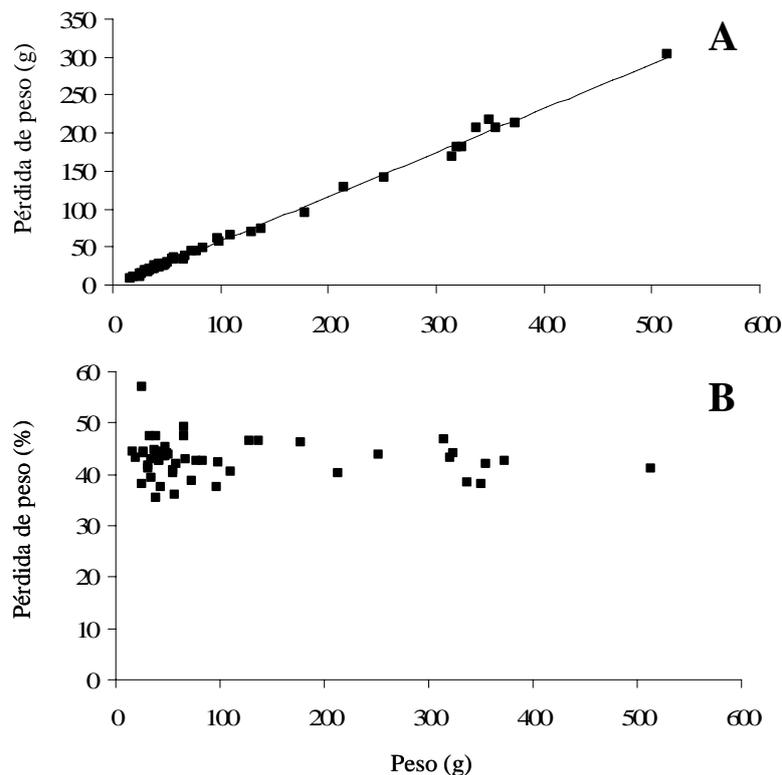


Figura 4. Pérdida absoluta de peso (A) y pérdida porcentual de peso (B) de las estacas de *Bursera simaruba* con respecto a su peso húmedo después de haber sido secadas en un horno durante dos meses.

3.1.2 Supervivencia

El porcentaje de supervivencia de las estacas de *B. simaruba* plantadas en las seis parcelas de cultivo fue de 3.6% y 0.33% en la época de lluvias y de secas, respectivamente. Los porcentajes de supervivencia por parcela se muestran en la Tabla 4. Ninguna de las estacas sobrevivientes creció. La escasez de datos imposibilitó comparar mediante un análisis estadístico la supervivencia entre la época de secas y de lluvias, así como entre las seis parcelas en las que se plantaron las estacas.

Tabla 4. Porcentajes de supervivencia por parcela de las estacas plantadas en época de lluvias y secas.

Años de abandono	Lluvias		Secas	
	Número de sobrevivientes	Supervivencia por parcela (%)	Número de sobrevivientes	Supervivencia por parcela (%)
3	3	6	0	0
7	0	0	0	0
16	2	4	0	0
23	4	8	1	2
38	1	2	0	0
Selva madura	1	2	0	0

3.2 Plantación da las cinco especies

3.2.1 Peso seco

El peso promedio inicial para las estacas de las cinco especies fue 126.8 ± 28.41 g. Después de secarlas en un horno por dos meses fue 66.83 ± 15.84 g. El análisis de regresión del peso húmedo contra la pérdida de peso mostró que para todas las especies, las estacas que presentaron un menor peso inicial perdieron menos agua en comparación con las estacas de mayor peso ($R^2 = 0.9$, $P < 0.0001$; Tabla 5, Figura 5a). Por otro lado, en el análisis de regresión del peso húmedo contra el porcentaje de pérdida de peso, se observó el mismo patrón que para las estacas utilizadas en la plantación de la cronosecuencia, es decir, aunque el peso inicial de las estacas fue diferente, en promedio se perdió 45% del peso inicial (Tabla 6, Figura 5b).

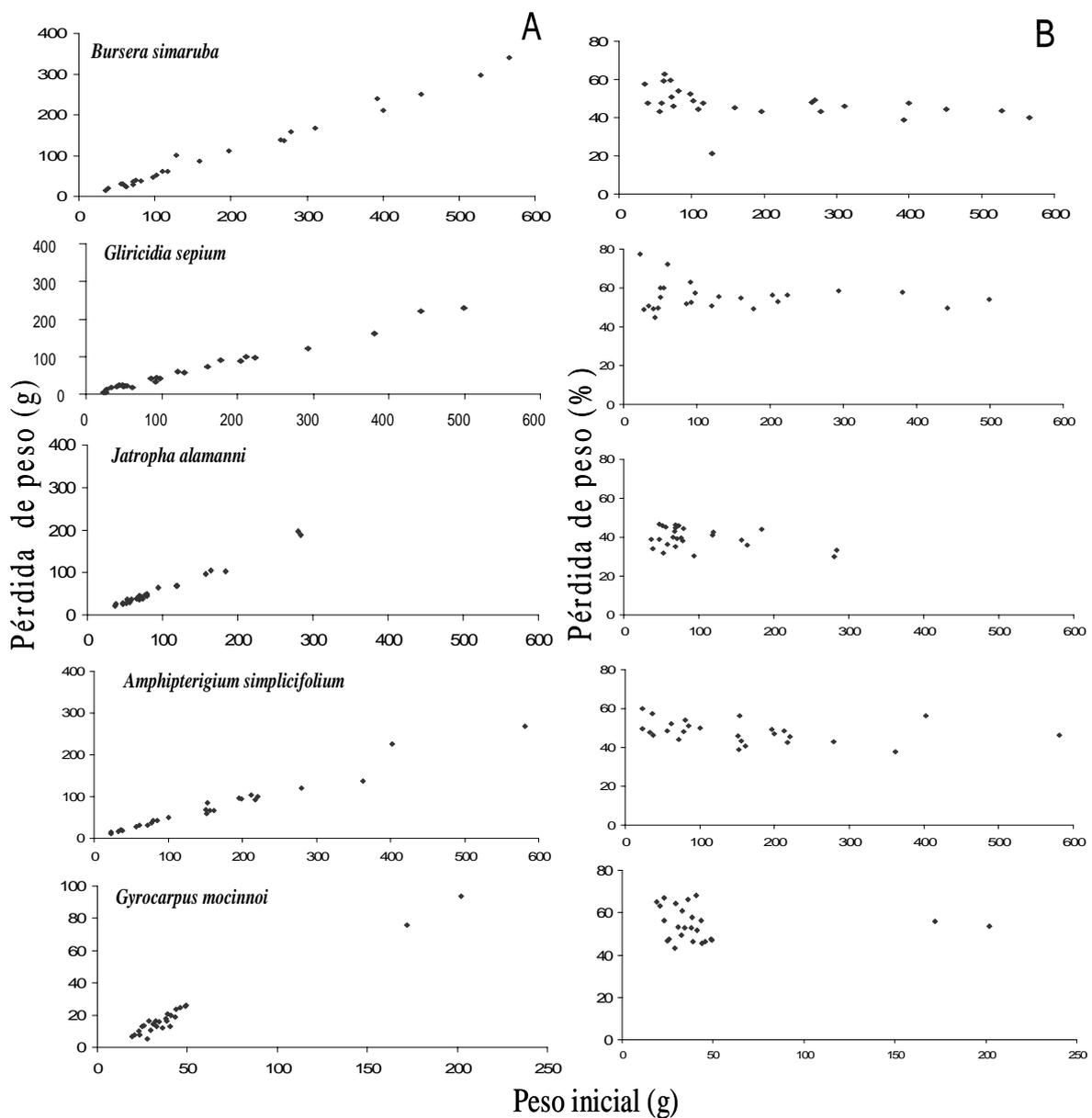


Figura 5. Pérdida de peso absoluta (A) y pérdida de peso porcentual (B) de las estacas de las cinco especies de estudio con respecto a su peso inicial después de haber sido secadas en un horno durante dos meses.

De acuerdo con los resultados del análisis de varianza, la densidad de la madera de las estacas fue diferente entre especies ($F = 94.27$, $g.l. = 4$, $P < 0.0001$). *G. sepium*, *J. alamanni*, *A. simplicifolium* y *B. simaruba*, mostraron un valor promedio de 0.1 g/cm^3 y no difirieron entre sí; en cambio, *G. mocinnoi* difirió de las demás especies presentando un valor de 1.14 g/cm^3 (Figura 6).

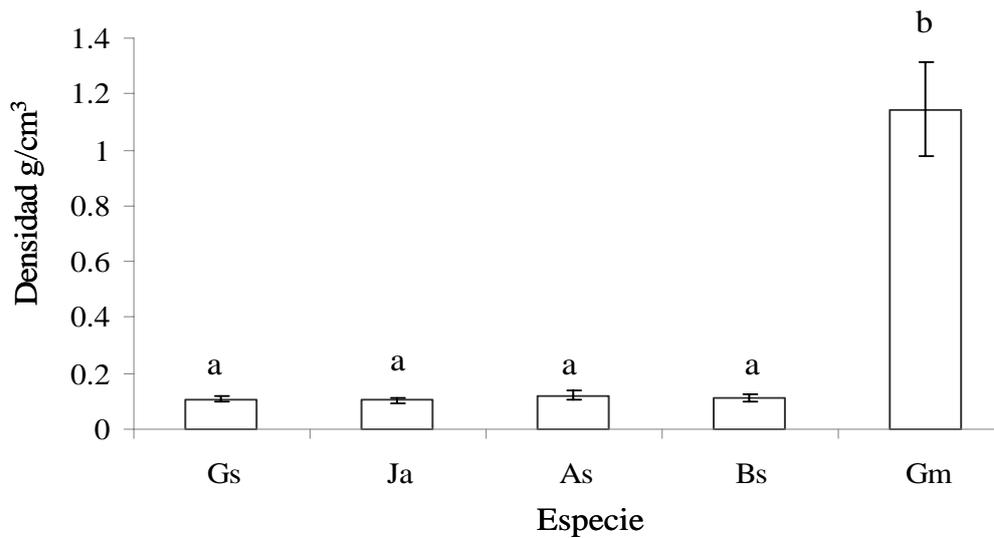


Figura 6. Densidades promedio (± 1 E.E.) de la madera de las estacas de las cinco especies de estudio. Gm = *Gyrocarpus mocinnoi*, Ja = *Jatropha alamanii*, Gs = *Gliricidia sepium*, Bs = *Bursera simaruba*, As= *Amphipterygium simplicifolium*.

Tabla 5. Análisis de regresión lineal de la pérdida de peso absoluta de las cinco especies de estudio.

Especie	<i>m</i>	R^2	<i>P</i>
<i>Gliricidia sepium</i>	0.46	0.98	< 0.0001
<i>Jatropha alamanii</i>	0.67	0.98	< 0.0001
<i>Amphipterygium simplicifolium</i>	0.46	0.97	< 0.0001
<i>Bursera simaruba</i>	0.58	0.98	< 0.0001
<i>Gyrocarpus mocinnoi</i>	0.45	0.97	< 0.0001

Tabla 6. Análisis de regresión lineal del porcentaje de la pérdida de peso absoluta de las cinco especies de estudio.

Especie	<i>m</i>	R^2	<i>P</i>
<i>Gliricidia sepium</i>	-0.01	0.04	< 0.31
<i>Jatropha alamanii</i>	-0.02	0.14	< 0.05
<i>Amphipterygium simplicifolium</i>	-0.01	0.08	< 0.13
<i>Bursera simaruba</i>	-0.01	0.15	< 0.04
<i>Gyrocarpus mocinnoi</i>	-0.02	0.01	< 0.60

3.2.2 Supervivencia

G. mocinnoi fue la única especie que no sobrevivió. La supervivencia de las estacas de *B. simaruba*, *G. sepium*, *J. alamanii* y *A. simplicifolium* disminuyó a través del tiempo. Luego de tres meses sobrevivieron 188 de 500 estacas (37.6%), mientras que después de nueve meses sólo permanecieron 51 de ellas (10.2%; Figura 7).

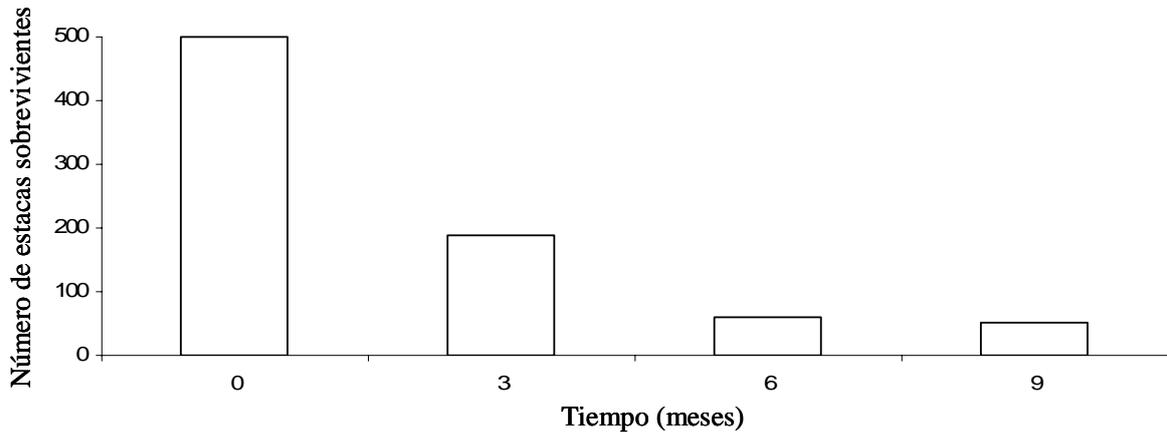


Figura 7. Número total de estacas sobrevivientes a través del tiempo.

A los tres meses, *J. alamanii* fue la especie que mostró el porcentaje más alto de supervivencia (76%). A los nueve meses, la supervivencia de todas las especies disminuyó considerablemente y de acuerdo con el modelo lineal generalizado ($R^2 = 0.075$), la supervivencia fue diferente entre especies ($\chi^2 = 16.2$, g.l. = 3, $P = 0.001$). *A. simplicifolium* presentó el mayor porcentaje de supervivencia (26%), mientras que no se encontraron diferencias para *G. sepium*, *J. alamanii* y *B. simaruba* ($\chi^2 = 2.28$, g.l. = 2, $P = 0.3197$) y fueron las que presentaron menores porcentajes (6 al 16% dependiendo de la especie y el tratamiento; Tabla 7; Figura 8).

Tabla 7. Número de estacas sobrevivientes y porcentaje de supervivencia por tratamiento de las cinco especies de estudio a los tres, seis y nueve meses de haber sido plantadas.

Especie	Tratamiento	3 meses		6 meses		9 meses	
		Número de sobrevivientes	Supervivencia por tratamiento (%)	Número de sobrevivientes	Supervivencia por tratamiento (%)	Número de sobrevivientes	Supervivencia por tratamiento (%)
<i>Bursera simaruba</i>	parcela	3	6	3	6	3	6
	bolsa	13	26	5	10	4	8
<i>Gliricidia sepium</i>	parcela	10	20	8	16	8	16
	bolsa	38	76	6	12	5	10
<i>Jatropha almanii</i>	parcela	33	66	6	12	4	8
	bolsa	39	78	5	10	4	8
<i>Gyrocarpus mocinnoi</i>	parcela	0	0	0	0	0	0
	bolsa	0	0	0	0	0	0
<i>Amphipterygium simplicifolium</i>	parcela	21	42	12	24	10	20
	bolsa	31	62	15	30	13	26

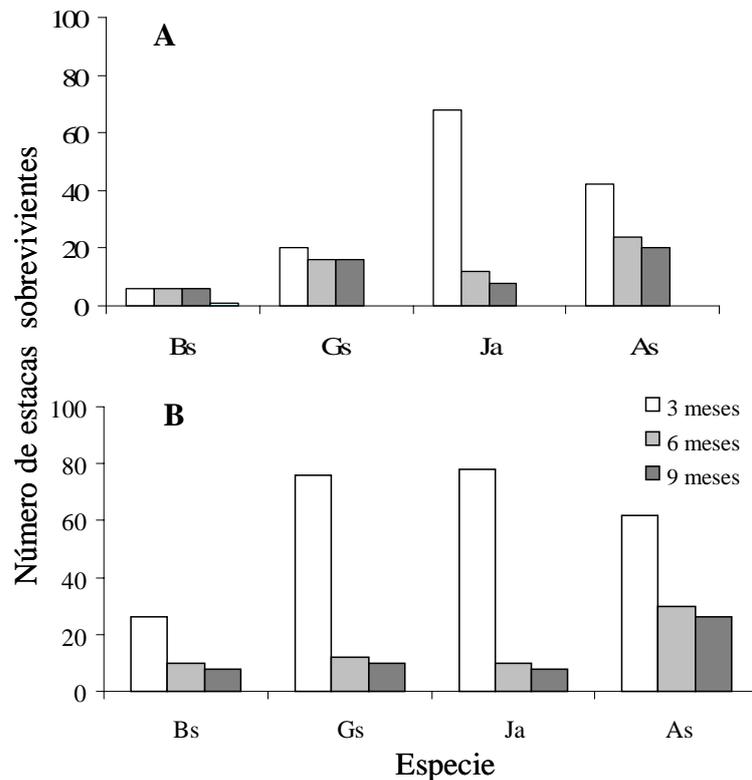


Figura 8. Número de estacas sobrevivientes por especie a los tres, seis y nueve meses de haber sido plantadas. (A) Estacas sometidas al tratamiento parcela y (B) estacas sometidas al tratamiento bolsa. No se muestran los porcentajes de supervivencia de *Gyrocarpus mocinnoi* por ser nulos. Bs = *Bursera simaruba*, Gs = *Gliricidia sepium*, Ja = *Jatropha almanii*, As = *Amphipterygium simplicifolium*.

A los tres meses, también hubo diferencias en la supervivencia con respecto al tratamiento. Las estacas sometidas al tratamiento bolsa en promedio presentaron mayor supervivencia porcentual (24%) que las del tratamiento parcela (13.6%; Tabla 7; Figura 8). Sin embargo, de acuerdo con el modelo lineal generalizado, a los nueve meses no se encontraron diferencias significativas entre ambos tratamientos. El peso inicial de la estaca fue un factor que influyó en su supervivencia ($\chi^2 = 9.18$, g.l. = 1, $P = 0.0025$); a mayor peso inicial, la probabilidad de sobrevivir se incrementó (Figura 9).

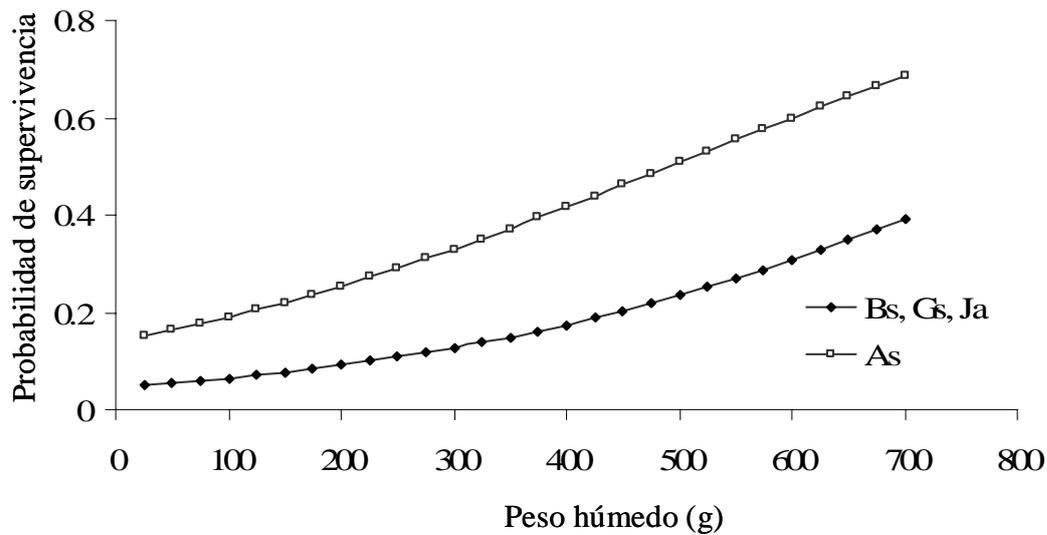


Figura 9. Modelo ajustado de la probabilidad de supervivencia de las estacas por especie con respecto a su peso inicial. Las especies que se agruparon no mostraron diferencias significativas en su supervivencia. Bs = *Bursera simaruba*, Gs = *Gliricidia sepium*, Ja = *Jatropha alamanii*, As = *Amphipterygium simplicifolium*.

3.2.3 Crecimiento

3.2.3.1 Diámetro

A nivel global hubo un incremento en el diámetro a través del tiempo. Al momento de cosechar las estacas el diámetro promedio (± 1 E.E.) fue 2.4 ± 0.08 cm, mientras que a los nueve meses fue 2.7 ± 0.01 cm (Figura 10). Los valores promedio por especie se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Valores promedio (± 1 E.E.) de las variables evaluadas para analizar el crecimiento por especies. D = Diámetro, NR = Número de rebrotes, LRM = Longitud del rebrote mayor, C = Cobertura de la copa.

Especie	D (cm)	NR	LRM (cm)	C (cm ³)
<i>Bursera simaruba</i>	3.26 (0.44)	4.42 (0.75)	30.07 (10.57)	795.71 (583.77)
<i>Gliricidia sepium</i>	2.8 (0.19)	6.69 (1.41)	52.53 (12.30)	2983.55 (1476)
<i>Jatropha alamanii</i>	1.93 (0.34)	2 (0.74)	10.87 (5.69)	64.59 (39.69)
<i>Amphipterygium simplicifolium</i>	2.86 (0.27)	5.56 (1.86)	39.06 (7.85)	2109.51 (1037.22)

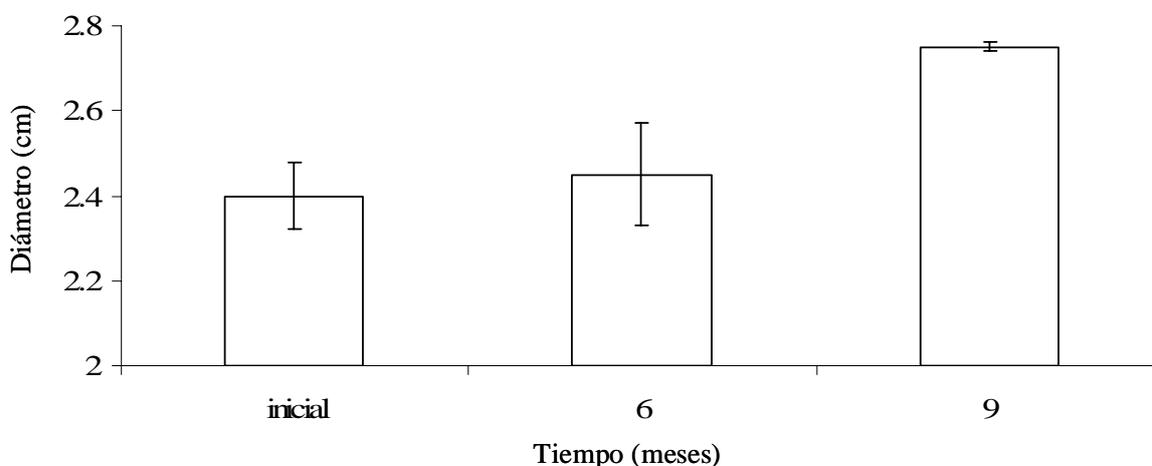


Figura 10. Promedio (± 1 E.E.) del diámetro de las estacas de todas las especies de estudio a través del tiempo.

Después de seis meses de crecimiento, las estacas de *B. simaruba* en ambos tratamientos y las de *A. simplicifolium* y *G. sepium* en bolsa mostraron un incremento en su diámetro, mientras que las estacas de *J. alamanii* en ambos tratamientos, y las de *G. sepium* y *A. simplicifolium* en parcela disminuyeron su diámetro. Al cabo de nueve meses, las estacas de *G. sepium*, *J. alamanii* y *A. simplicifolium* de ambos tratamientos incrementaron su diámetro; contrario a lo que sucedió con las estacas de *B. simaruba* en ambos tratamientos, cuyos diámetros disminuyeron. No obstante, de acuerdo con el modelo lineal generalizado ($R^2 = 0.204$), las diferencias en el diámetro entre especies no fueron significativas (Figura 11).

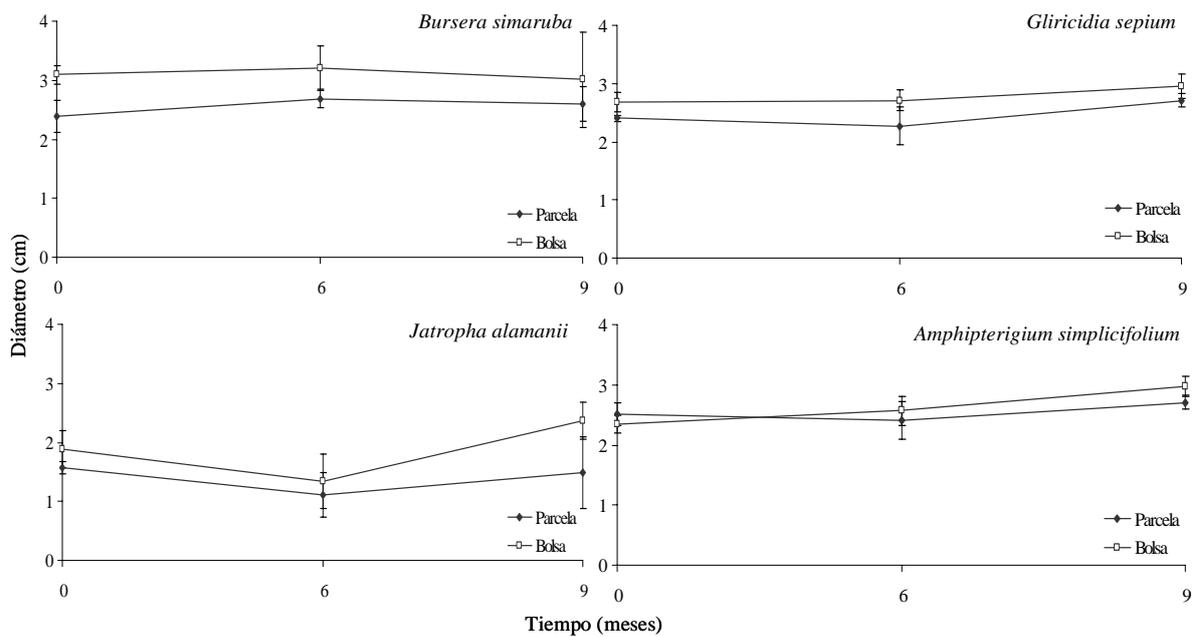


Figura 11. Promedio (± 1 E.E.) del diámetro de las estacas por especie a través del tiempo de acuerdo con el tratamiento al que fueron sometidas: parcela y bolsa.

En contraste, el tratamiento y el peso inicial de la estaca sí tuvieron un efecto significativo ($F = 6.085$, g.l. = 1, $P = 0.001$; $F = 4.974$, g.l. = 1, $P = 0.003$). Las estacas que se plantaron en bolsa incrementaron más su diámetro que las plantadas directamente en la parcela y las que presentaron un menor peso inicial incrementaron más su diámetro que las de un mayor peso inicial (Figura 12).

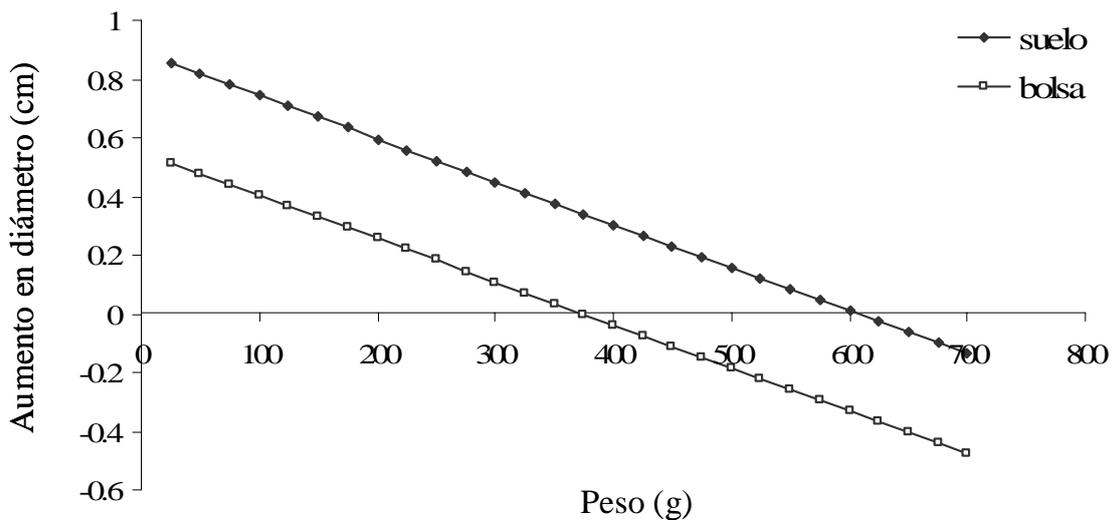


Figura 12. Modelo ajustado del diámetro con respecto al peso inicial de las estacas por tratamiento.

3.2.3.2 Longitud del rebrote mayor (LRM)

La LRM se incrementó a través del tiempo en todas las especies de estudio, excepto en *G. mocinnoi* que fue la única especie que no sobrevivió. A los tres meses el promedio (± 1 E.E.) de la LRM fue 24.14 ± 1.92 cm y a los nueve meses fue 36.84 ± 3.15 cm (Figura 13). Los valores promedio por especie se muestran en la Tabla 8. De acuerdo con el modelo lineal generalizado ($R^2 = 0.449$) la LRM difirió de acuerdo con la especie. La LRM de *B. simaruba*, *G. sepium* y *A. simplicifolium* fue mayor en comparación con la de *J. alamanii*, que fue la única especie que difirió de las demás ($F = 1.45$, g.l. = 3, $P = 0.231$). Además, se encontró una interacción positiva entre las variables especie y peso inicial. Sólo para *J. alamanii*, las estacas más pequeñas produjeron rebrotes más pequeños en comparación con las estacas que tenían un mayor peso inicial. Este patrón no se observó en las otras tres especies, en donde el incremento en la LRM fue independiente del peso inicial de la estaca (Tabla 9, Figura 14).

Tabla 9. Modelo lineal generalizado para la longitud de la rama mayor. Sólo se muestran los resultados significativos.

Fuente	S.C.	g.l.	C.M.	<i>F</i>	<i>P</i>	R^2
Peso inicial	0.07	1	0.07	0.15	0.6955	0.0022
Especie	8.02	3	2.67	5.56	0.0024	0.24
Peso \times Especie	4.21	3	1.4	3.37	0.0267	0.12
Error	17.89	43	0.41			

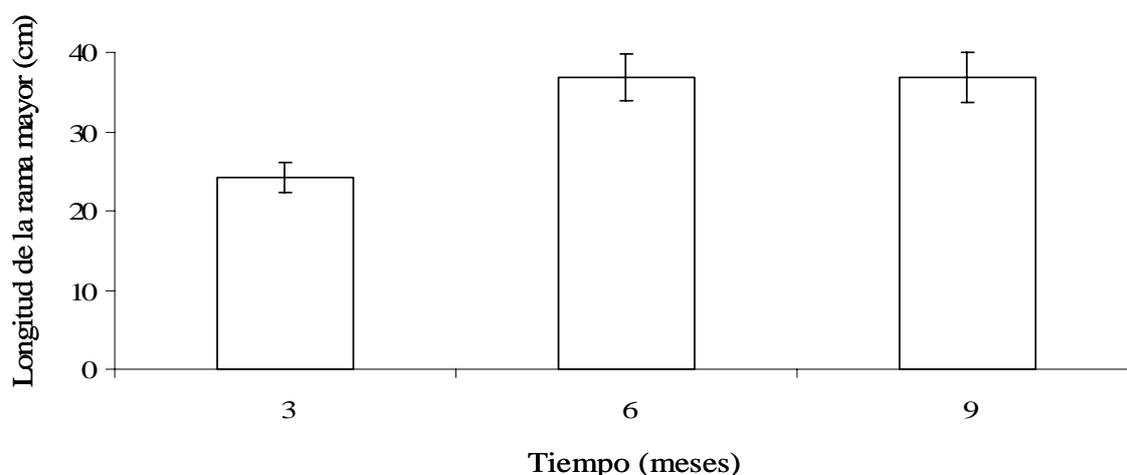


Figura 13. Promedio (± 1 E.E.) global de la longitud de la rama mayor rebrotada a través del tiempo.

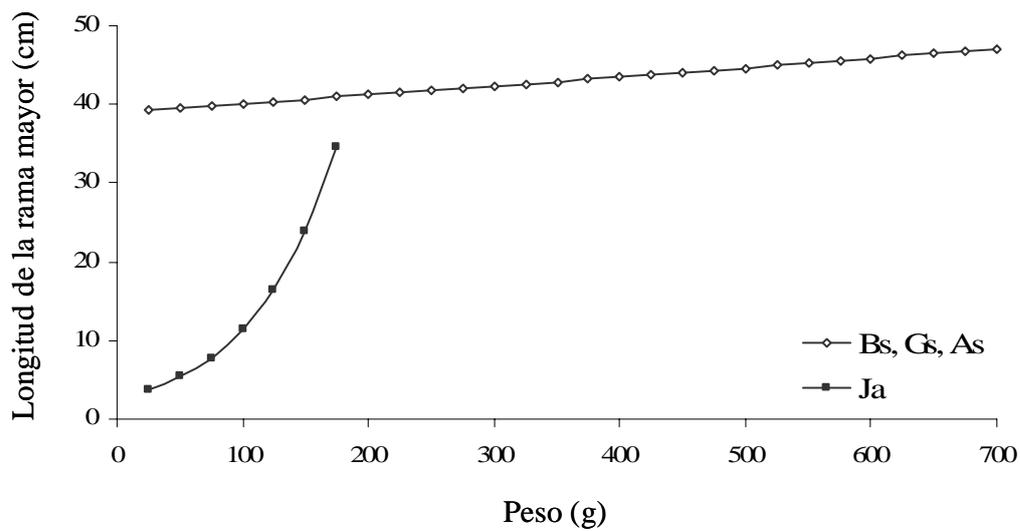


Figura 14. Modelo ajustado de la longitud de la rama mayor rebrotada con respecto al peso inicial de las estacas. Las especies que se agruparon no mostraron diferencias significativas en su crecimiento con respecto al peso inicial. Bs = *Bursera simaruba*, Gs = *Gliricidia sepium*, Ja = *Jatropha alamanii*, As = *Amphipterygium simplicifolium*.

Con respecto al tratamiento, a los tres meses las estacas de *B. simaruba* y *J. alamanii* que se plantaron en bolsas incrementaron más la LRM. Para *G. sepium* y *A. simplicifolium* no se observaron diferencias con respecto al tratamiento. A los nueve meses, el tratamiento bolsa favoreció más a *B. simaruba*, *J. alamanii* y *A. simplicifolium* en el crecimiento de la LRM. Sin embargo, estas diferencias fueron mínimas ya que de acuerdo con el modelo lineal generalizado las diferencias observadas de acuerdo al tratamiento no fueron significativas (Figura 15).

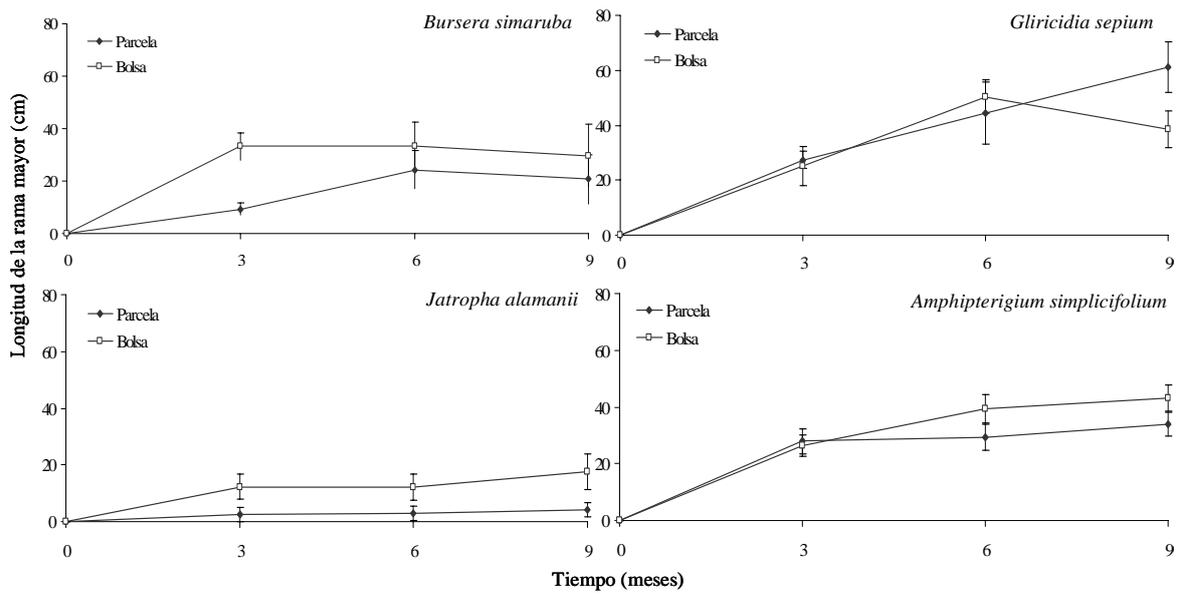


Figura 15. Promedio (± 1 E.E.) de la longitud de la rama mayor rebrotada a través del tiempo de las cuatro especies de estudio sometidas a los tratamientos parcela y bolsa.

3.2.3.3 Cobertura

En *B. simaruba*, *J. alamanii*, *G. sepium* y *A. simplicifolium* hubo un incremento en la cobertura a través del tiempo. A los tres meses, el valor promedio (± 1 E.E) de la cobertura fue $1,764.21 \pm 173.37 \text{ cm}^2$, a los seis meses se presentó el valor promedio máximo que fue $2,690.46 \pm 363.55 \text{ cm}^2$ y a los nueve meses se registró el valor más bajo, $1,831.21 \pm 318.68 \text{ cm}^2$ (Figura 16). La disminución en el valor promedio de la cobertura se explica porque la última evaluación se realizó en la época de secas, que es cuando las plantas pierden sus hojas. Los valores promedio de la cobertura por especie se muestran en la Tabla 8.

De acuerdo con el modelo lineal generalizado ($R^2 = 0.52$), el valor de la cobertura entre especies fue distinto ($F = 11.45$, g.l. = 3, $P < 0.0001$). *G. sepium* y *A. simplicifolium* no difirieron entre sí y fueron las dos especies que incrementaron más su cobertura, mientras que *B. simaruba* y *J. alamanii* fueron diferentes entre sí y entre las otras dos especies y mostraron un menor incremento en la cobertura de su copa ($F = 0.108$, g.l. = 3 $P = 0.743$; Figura 17)

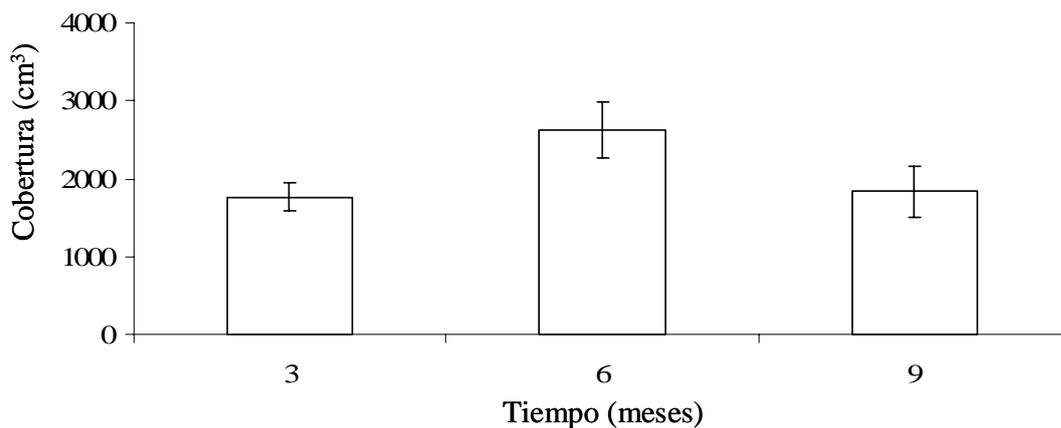


Figura 16. Promedio global (± 1 E.E.) de la cobertura total de la copa de las estacas a través del tiempo.

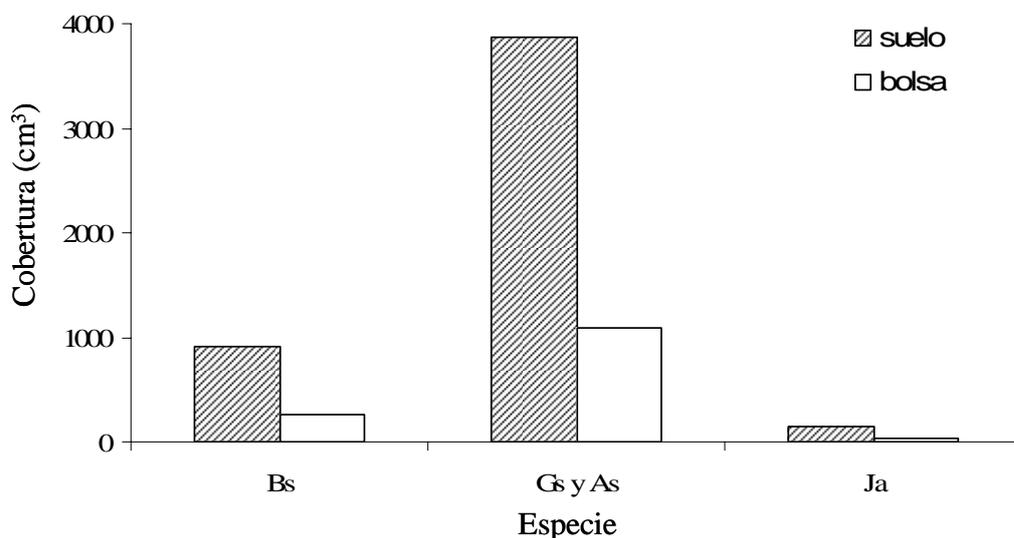


Figura 17. Modelo ajustado de la cobertura de acuerdo a la especie y al tratamiento. Bs = *Bursera simaruba*, Gs = *Gliricidia sepium*, Ja = *Jatropha alamanii*, As= *Amphipterygium simplicifolium*.

Después de nueve meses, en el tratamiento bolsa *A. simplicifolium*, *B. simaruba* y *J. alamanii* incrementaron más su cobertura, mientras que las estacas de *G. sepium* crecieron más en el tratamiento parcela (Figura 18). Estos resultados se corroboran con los resultados arrojados por el modelo lineal generalizado que muestran que hubo diferencias entre tratamientos ($F = 13.43$, g.l.= 1, $P = 0.0006$). Todas las estacas que se plantaron directamente en la parcela incrementaron más la cobertura en comparación con las que se plantaron primero en bolsas (Figura 17). El peso inicial de las estacas no fue un factor influyente en el incremento de la cobertura.

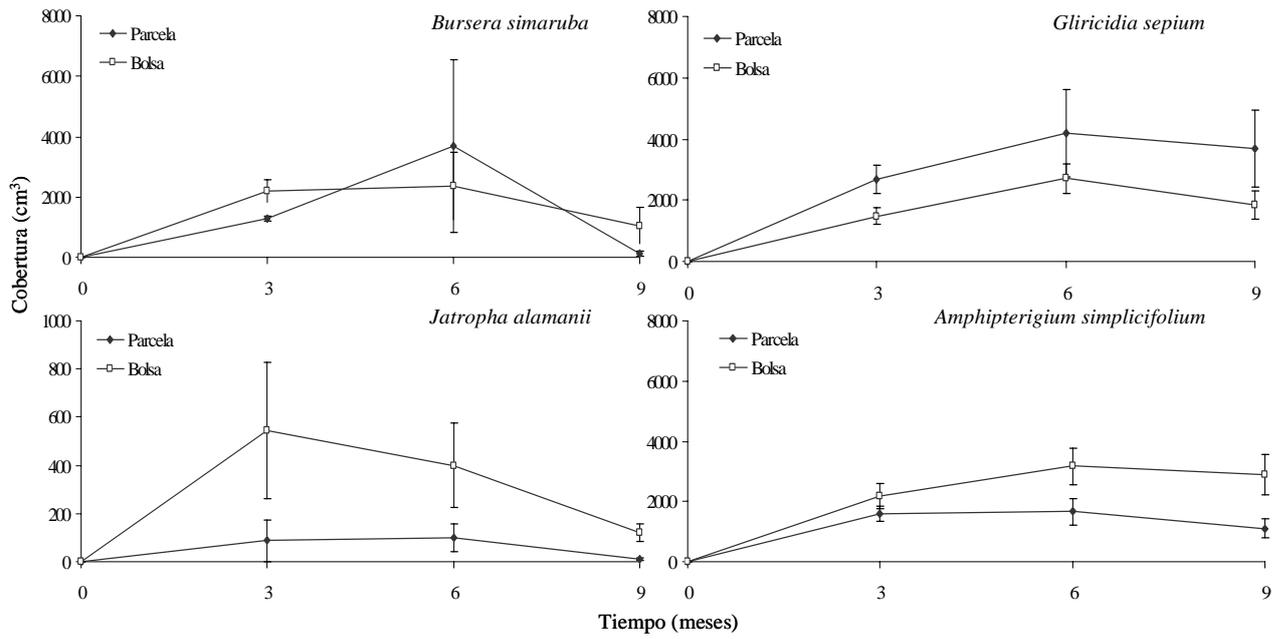


Figura 18. Cobertura promedio (± 1 E.E.) de las cuatro especies a través del tiempo sometidas a los tratamientos parcela y bolsa.

3.2.3.4 Número de rebrotes

En general, se observó que el número de rebrotes decreció a través del tiempo. El valor promedio (± 1 E.E) del número de rebrotes a los tres meses fue 5.84 ± 0.39 y a los nueve meses fue 5.13 ± 0.46 (Figura 19). En la Tabla 8 se muestran los valores promedio del número de rebrotes por especie.

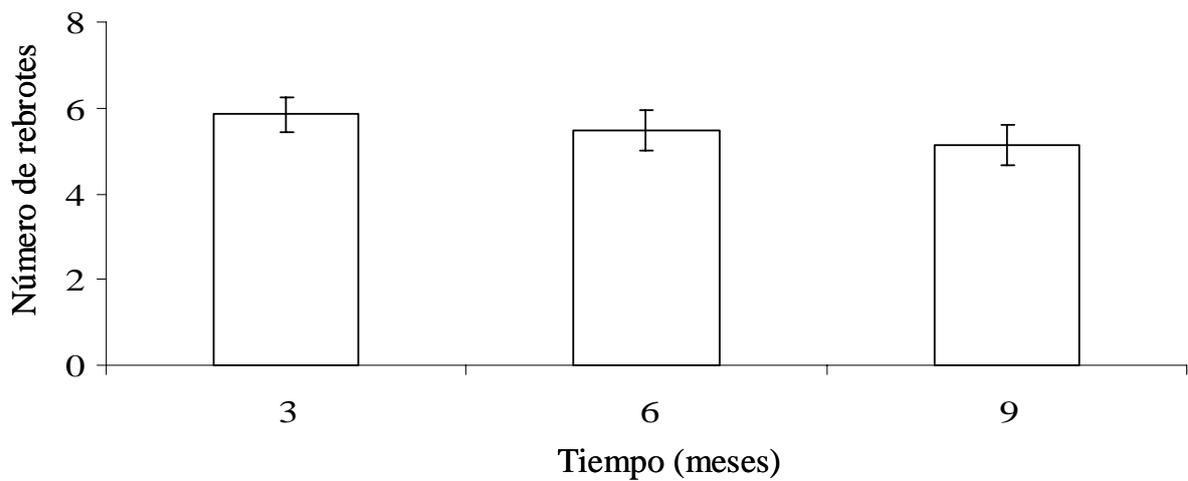


Figura 19. Promedio global (± 1 E.E.) del número de rebrotes a través del tiempo.

A los tres meses, la especie que más rebrotes produjo fue *G. sepium*, seguida de *A. simplicifolium*, *B. simaruba* y *J. alamanii*. Este mismo orden se mantuvo a los nueve meses. En todas las especies el mayor número de rebrotes se presentó a los tres meses, a los seis meses muchos rebrotes murieron siendo que los que sobrevivieron se mantuvieron a los nueve meses, excepto en *G. sepium*, pues en esta especie sí se observó un incremento mínimo en la producción de rebrotes (Figura 20). El modelo lineal generalizado ($R^2 = 0.4$) arrojó diferencias entre especies ($\chi^2 = 11.69$, g.l. = 3, $P = 0.12$). *B. simaruba*, *G. sepium* y *A. simplicifolium* no difirieron entre sí ($\chi^2 = 2.927$, g.l. = $P = 0.231$) y fueron las que presentaron el mayor número de rebrotes, mientras que *J. alamanii* fue diferente de las demás y presentó un menor número de rebrotes (Figura 21).

A los nueve meses las estacas de *B. simaruba* en parcela y las de *J. alamanii*, *A. simplicifolium* y *G. sepium* en bolsa presentaron en promedio un mayor número de rebrotes. Según el modelo lineal generalizado se observaron diferencias entre tratamientos ($\chi^2 = 8.434$, g.l. = 1, $P = 0.037$). Las estacas que se plantaron directamente en la parcela tuvieron un mayor número de rebrotes en comparación con las que se plantaron en bolsas (Figuras 20 y 21).

El peso inicial de las estacas también fue un factor que influyó significativamente en el incremento del número de rebrotes ($\chi^2 = 5.837$, g.l. = 1, $P = 0.0157$), ya que a mayor peso inicial hubo un mayor número de rebrotes (Figura 21).

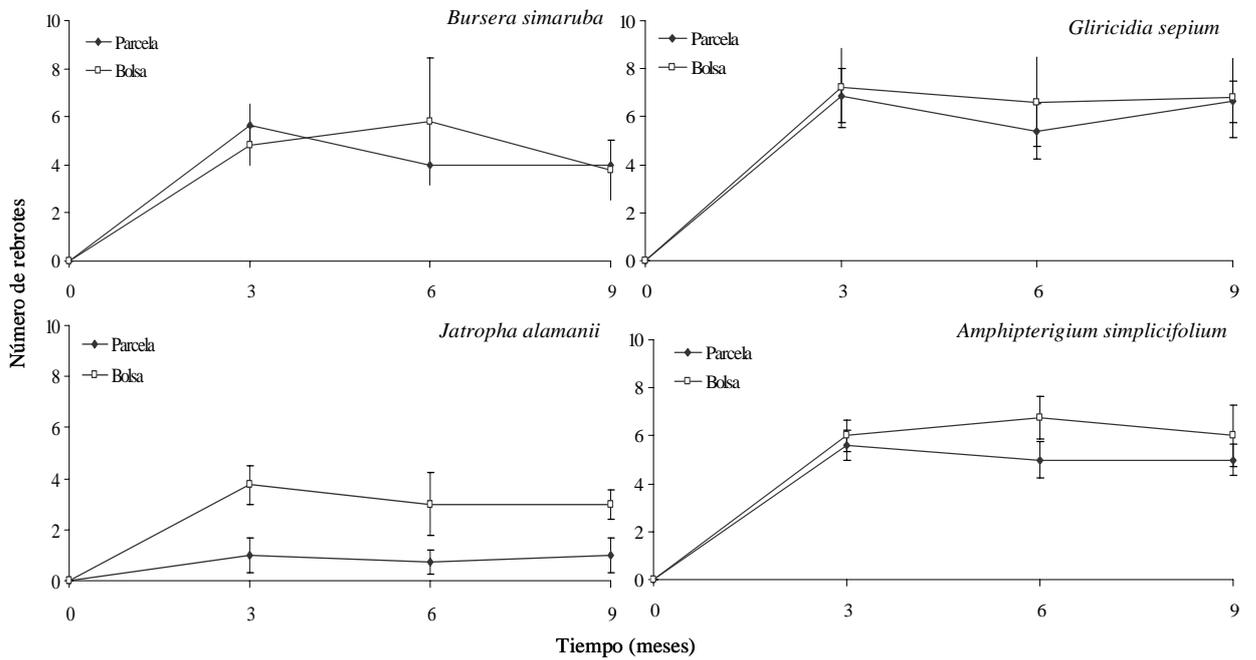


Figura 20. Promedio (± 1 E.E.) del número de rebrotes a través del tiempo de las cuatro especies de estudio sometidas a los tratamientos parcela y bolsa.

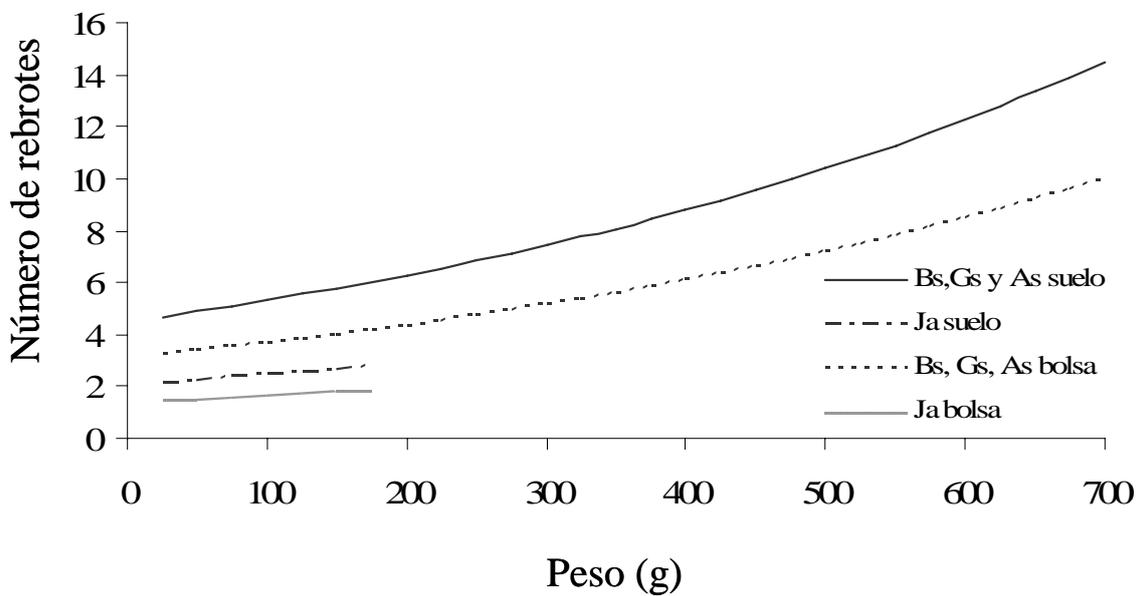


Figura 21. Modelo ajustado del número de rebrotes con respecto al tamaño inicial de las estacas por especie y por tratamiento. Bs = *Bursera simaruba*, Gs = *Gliricidia sepium*, Ja = *Jatropha alamanii*, As = *Amphipterygium simplicifolium*.

4. DISCUSIÓN

4.1 Plantación en la cronosecuencia

Los porcentajes de supervivencia de las estacas de *Bursera simaruba* obtenidos en el experimento fueron muy bajos: 3.6% en la época de secas y 0.33% en la época de lluvias.

Aunque *Bursera simaruba* es una de las especies más utilizadas como cerca viva en prácticas agroforestales (Harvey *et al.*, 2005), son muy pocos los estudios publicados que evalúen su propagación vegetativa. No obstante, gracias al conocimiento empírico y a la escasa información con la que se cuenta, se sabe que al plantar estacas en condiciones naturales con una longitud aproximada de 2 m, se obtienen porcentajes de supervivencia de entre 30 y 100% (Villanueva *et al.*, 1996, Messenger *et al.*, 1997; Carvajal, 2004; Zahawi, 2005). Sin embargo, de acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación, *B. simaruba* es muy poco capaz de establecerse a través de estacas con una longitud promedio de 55 cm, como las que fueron utilizadas en este experimento.

El tamaño de las estacas es un factor que influye de manera importante en su supervivencia, pues está relacionado con la cantidad de nutrientes que se pueden almacenar en el tallo, y dado que en el proceso de formación de raíces la demanda de nutrientes es muy elevada, es necesario que las estacas presenten un tamaño adecuado (San Miguel *et al.*, 1999). Es probable que al usar estacas con un tamaño menor al que se utiliza para construir cercas vivas, la cantidad de nutrientes presentes en el tallo no haya sido suficiente para desarrollar raíces.

Es probable que si se utilizan estacas de mayor tamaño (> 1.5 m) se puedan obtener mejores resultados en el establecimiento de *Bursera simaruba*. Sin embargo, en programas de restauración o reforestación en los que se requiera la propagación masiva de esta especie, la obtención de estacas de gran tamaño presenta desventajas evidentes que hacen que este método sea poco viable. Por un lado, dada la corta talla que alcanzan los árboles maduros de esta especie en la SBC, la extracción de biomasa vegetal que tendría que realizarse afectaría considerablemente a los individuos cosechados. Por otro lado, al utilizar este método, los costos se incrementarían notablemente, pues se requeriría de transporte especializado, mucha mano de obra y grandes áreas para poder

manejar el material vegetal. Todos estos factores hacen que el uso de estacas de gran tamaño (> 1.5 m) sea poco recomendable para hacer plantaciones a grandes escalas.

En todos los estudios en los que se ha evaluado la capacidad de establecimiento mediante estacas de *Bursera simaruba* se reportó una variación del 30 al 100% en los porcentajes de supervivencia, aun cuando las estacas que se utilizaron presentaron una longitud promedio mayor a 1.5 m. Esto sugiere que además del tamaño de la estaca, existen otros factores que influyen fuertemente en el establecimiento de esta especie, como las condiciones climáticas en las que se propague (temperatura, precipitación, humedad y cantidad de luz que reciben, entre otras).

Se sabe que *Bursera simaruba* es una especie que presenta un alto potencial para establecerse a partir de estacas en un amplio intervalo de condiciones ambientales, con precipitaciones que varían de 800 a 2,800 mm y temperaturas de entre los 23 y 27°C (Villanueva *et al.*, 1996; Messenger *et al.*, 1997; García, 2002; Carvajal, 2004; Zahawi, 2005; Gómez, 2006). En zonas con precipitaciones de 2,000 a 2,800 mm se han reportado porcentajes de supervivencia de 30 a 50% (Messenger *et al.*, 1997; Zahawi, 2005), mientras que en regiones con precipitaciones de 800 a 1,200 mm, la supervivencia reportada ha sido de 70 a 94% (Villanueva *et al.*, 1996; Carvajal, 2004).

La densidad de la madera de *Bursera simaruba* es de 0.47 g/cm³ (Borchet, 1994), por lo que ha sido clasificada como suave. Esta característica le permite almacenar grandes cantidades de agua en su corteza y afrontar períodos largos de sequía (Hartmann y Kester, 1999), lo que podría explicar por qué esta especie tiene la capacidad de establecerse exitosamente en regiones áridas (Sauer, 1979). Sin embargo, la falta de agua puede aumentar la gravedad específica de la madera (Aguilar-Rodríguez *et al.*, 2001), lo cual puede resultar en una menor capacidad de almacenamiento de la misma y por consiguiente en una menor supervivencia (Goldstein *et al.*, 2002).

En el período de realización de este estudio, las condiciones climáticas fueron más secas respecto al promedio para la zona de estudio (1,000 mm y 25°C). En 2006, la precipitación total anual fue de 577 mm y la temperatura total anual fue de 26.3°C, y en 2007 los valores fueron 401 mm y 26.3 °C, respectivamente. Seguramente estas condiciones climáticas afectaron negativamente la supervivencia de las estacas.

Los resultados obtenidos en este experimento resaltan la importancia de realizar estudios enfocados a conocer cuál es el tamaño mínimo que debe tener una estaca para producir un nuevo individuo, así como saber cuáles son los requerimientos ambientales específicos de esta especie. Dado que es recomendable que los estudios de propagación

vegetativa se complementen con estudios de propagación sexual para poder conocer de manera integral el comportamiento de la especie de estudio, se recomienda evaluar la propagación de *Bursera simaruba* a través de semillas y de estacas producidas en condiciones de invernadero. Por último, se recomienda insistir en la búsqueda de otras especies nativas que presenten el potencial de establecerse en campos de cultivo abandonados y que puedan representar una mejor opción para recuperar zonas degradadas.

4.2 Plantación de las cinco especies

Al final del experimento de las cinco especies, los porcentajes de supervivencia fueron bajos (< 25%) comparados con los obtenidos en otras investigaciones en donde se han reportado porcentajes de supervivencia mayores a los encontrados en esta tesis (Cervantes *et al* 2001; Villanueva *et al.*, 1996; Messenger *et al.*, 1997; García, 2002; González, 2002; Scheinvar, 2004; Chintu *et al.*, 2004; Zahawi, 2005; Gómez, 2006). Cada especie de estudio mostró una respuesta diferencial en su capacidad de enraizamiento y crecimiento.

Amphipterygium simplicifolium

A. simplicifolium fue la especie que presentó los mayores porcentajes de supervivencia (20% en parcela y 26% en bolsa) y una de las que mostró mayores incrementos en la longitud del rebrote mayor, la cobertura y el número de rebrotes y, al igual que en las demás especies de estudio, se observó una disminución en su diámetro. Esta reducción en el diámetro de las estacas no sólo de esta especie, sino del resto de las especies de estudio, responde generalmente a un aumento en el estrés hídrico (Borchet, 1994), al que sin duda estuvieron sometidas por las condiciones secas de la zona de estudio.

Aunque los resultados del modelo lineal generalizado mostraron que no hubo diferencias entre *A. simplicifolium*, *G. sepium* y *B. simaruba* con respecto al incremento en las variables de crecimiento evaluadas, de acuerdo con las observaciones realizadas en campo es claro que esta especie produjo un follaje mucho más denso comparado con el de las otras especies. Por la forma de crecimiento que presentó esta especie, es recomendable utilizarla para brindar sombra y permitir la germinación de otras especies que requieren condiciones microclimáticas menos adversas.

Debido a la importancia medicinal de *A. simplicifolium*, la gran mayoría de los estudios realizados sobre esta especie están concentrados en el conocimiento de su fitoquímica, siendo casi nula la información que se tiene sobre su propagación. Esto dificulta el entendimiento de esta especie en términos de su establecimiento. No obstante, según un estudio realizado en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en donde se hicieron germinar en condiciones de invernadero semillas de una especie del mismo género, *A. simplicifolium*, después de un año de trasplante al campo, se obtuvo una supervivencia de 95% (González, 2002). Estos resultados y los obtenidos en esta investigación indican que *A. simplicifolium* tiene un buen potencial de establecimiento y que es una especie que podría ser ampliamente utilizada para recuperar campos degradados.

Gliricidia sepium

Los porcentajes de supervivencia para *G. sepium* (10% en bolsa y 16% en parcela) no son consistentes con los reportados en otras investigaciones, en los que han obtenido porcentajes de supervivencia de 80 a 100% (Villanueva *et al.*; 1996; Messenger *et al.*, 1997; García, 2002; Zahawi, 2005). Para la utilización de estacas de *G. sepium*, ya sea para cercas vivas o para introducirlas en sistemas agroforestales, se cortan ramas al final de la época de secas con una longitud $>$ a 1.5 m y un diámetro que varía de 4 a 8 cm, se dejan reposar por una o dos semanas en posición vertical o recargadas en el suelo para después sembrarlas. Así se obtiene hasta 100% de supervivencia (Parrotta, 1992b; Zahawi, 2005, Messenger *et al.*, 1997; Villanueva *et al.*, 1996).

Estos resultados indican el gran potencial de esta especie para establecerse por medio de estacas con una longitud aproximada de 2 m. En cambio, al utilizar estacas de un menor tamaño (50 cm de longitud y 1 ó 2 cm de diámetro) se reportan porcentajes de supervivencia más bajos de alrededor de 30% (Chintu *et al.*, 2004). Estos resultados coinciden con otras investigaciones que reportan una menor supervivencia en las estacas conforme disminuye el tamaño de las mismas (Zahawi, 2005; Granzow-de la Cerda, 1999). De acuerdo con estas evidencias, se puede pensar que los bajos porcentajes de supervivencia obtenidos en esta investigación se deben a que el tamaño de las estacas no fue el adecuado (65 cm de longitud y 2.2 cm de diámetro), pudiendo haber ocurrido lo mismo que para las estacas de *B. simaruba* discutido en la sección anterior.

Por otro lado, diversas investigaciones muestran que en condiciones ambientales húmedas con precipitaciones de 2,000 a 2,800 mm los porcentajes de supervivencia de *G. sepium* son más altos comparados con los de estudios realizados en zonas más secas con precipitaciones que varían de 825 mm a 960 mm. Aunque se ha reportado que esta especie presenta un alto potencial para establecerse en zonas secas y áridas (Parrotta, 1992b), en las zonas húmedas se reportan porcentajes de supervivencia que fluctúan de 90 a 100% (Messenger *et al.*, 1997; Zahawi, 2005), mientras que en zonas más secas los porcentajes de supervivencia varían de 30 a 80% (Chintú *et al.*, 2004; Villanueva *et al.*, 1996).

Una evidencia que respalda la idea de que las estacas de *G. sepium* se establecen con más éxito en regiones húmedas está relacionada con el tipo de madera que presenta. La madera de *G. sepium* tiene una densidad de 0.64 g/cm³ (Barajas-Morales, 1987), por lo que es clasificada como semidura. Esta característica le permite almacenar agua en su tallo, aunque en menores cantidades comparada con las estacas de madera suave y por tanto, tener un mejor establecimiento en sitios húmedos.

Como ya se mencionó en la sección anterior, las características ambientales del sitio de estudio fueron mucho más secas que los valores promedio reportados para esta región. Esto sugiere que los bajos porcentajes de supervivencia obtenidos en este experimento pueden estar relacionados con las condiciones secas del sitio de estudio y con el tamaño de las estacas. Para futuros experimentos se recomienda tomar en cuenta estas variables y evaluar la capacidad que *G. sepium* presenta para responder ante ellas.

Aunque en esta investigación se obtuvieron bajos porcentajes de supervivencia, la utilización de esta especie no debe ser despreciada, puesto que se observaron dos características importantes en términos de su crecimiento. Primero, a los seis meses de haberse plantado casi todas las estacas que sobrevivieron desarrollaron órganos florales, lo que indica que la introducción de estacas permite acortar el período juvenil, que es la etapa más crítica en el ciclo de vida de las plantas (Hartmann y Kester, 1999). Segundo, en las estacas de *G. sepium* se formaron hojas rápidamente. Aunque este comportamiento puede ocasionar que se pierda mucha humedad a través de los estomas foliares y se incremente la mortalidad de las estacas, esta pronta formación de hojas permite un rápido desarrollo de cubierta vegetal que brinda sombra y cubierta de hojarasca. La cobertura vegetal podría proteger al suelo de la erosión, disminuir el exceso de evaporación y adicionar nutrientes gracias a la descomposición del follaje que es rico en nitrógeno.

En términos del crecimiento, a pesar de que el modelo linear generalizado no mostró diferencias en el incremento de la longitud del rebrote mayor ni en el número de rebrotes entre *B. simaruba*, *G. sepium* y *A. simplicifolium*, *G. sepium* fue la especie que presentó los valores más altos para estas variables. El rebrote mayor de la estacas de *G. sepium* presentó un valor de alrededor de 55 cm, mismo valor reportado por Messenger *et al.* (1997). Por otro lado, el número de rebrotes que presentaron las estacas fue de alrededor de 7, un poco mayor al que reportó Villanueva (1996) que fue de 5.4. Ambos resultados indican que esta especie tiene el potencial de crecer rápidamente, aún en sitios degradados, y recuperar la cobertura vegetal. Estacas características la hacen muy deseable para ser utilizada con fines de restauración. Además, el patrón de crecimiento de esta especie es muy útil en prácticas agroforestales, pues permite utilizarla como soporte para diversos cultivos, como la vainilla (Parrotta, 1992b).

Aunque en este estudio no se evaluó la propagación sexual de esta especie, se han reportado resultados satisfactorios (90 al 100% de supervivencia) a través de la introducción de plántulas a campos de cultivo (Cervantes *et al.*, 2001). Incluso en un estudio en donde se comparó el establecimiento de semillas y estacas, se observó que la supervivencia de las plántulas fue muy alta, de 90 a 100%, mientras que estacas con una longitud de 50 cm sobrevivieron 30% (Chintu *et al.*, 2004). En un estudio realizado sobre la ecofisiología de la germinación y el establecimiento de *G. sepium* se reconoció que sus semillas son ideales para su uso en restauración ecológica, puesto que germinan en un intervalo amplio de temperaturas, presentan una capacidad germinativa muy alta, no tienen requerimientos específicos de luz, no presentan ningún tipo de latencia fisiológica, pueden sobrevivir en condiciones de estrés hídrico y su crecimiento es muy rápido (Vega, 2003). Por tanto, se recomienda explorar la reproducción sexual de esta especie en la zona de estudio pues también podría ser un método viable para su propagación.

Bursera simaruba

El comportamiento de esta especie ya fue discutido en la sección anterior; sin embargo, es importante hacer comparaciones de los resultados obtenidos entre ambos experimentos. En la plantación de la cronosecuencia se obtuvo una supervivencia de 0.33%, mientras que en el experimento de las cinco especies, se observó una supervivencia de 6% y 8% en parcela y bolsa, respectivamente. Aunque la diferencia en

la supervivencia entre ambos experimentos no fue muy grande, sí se observó un incremento. Al someter a las estacas a un riego moderado la supervivencia fue mayor; esto respalda la idea de que la alta mortalidad observada en ambos experimentos podría disminuir si las estacas se pudiesen someter a condiciones más húmedas.

En comparación con las estacas de la plantación en la cronosecuencia, las de la plantación de las cinco especies sí crecieron. Con respecto a la longitud del rebrote mayor, en este estudio se reportó un valor de alrededor de 30 cm, mientras que Messenger *et al.* (1997), reportaron 15 cm; sin embargo, el número de rebrotes fue de 4.5, menor que el reportado por Villanueva (1996) que fue de 8.2.

Los valores obtenidos para todas las variables con las que se analizó el crecimiento fueron menores comparados con los de *G. sepium* y *A. simplicifolium*, y semejantes a los de *J. alamanii*. En otras investigaciones se ha observado que las estacas de *B. simaruba* crecen más lento, por ejemplo, comparándolas con las estacas de *G. sepium* (Villanueva *et al.*, 1996; Messenger *et al.*, 1997; Zahawi, 2005).

Las estacas de *B. simaruba* presentaron un comportamiento similar a *A. simplicifolium* puesto que incrementaron notablemente su densidad de la copa. Por este motivo, también podría ser utilizada para brindar sombra y generar condiciones microclimáticas menos adversas que permitan el establecimiento de otras especies. Por otro lado, aun cuando el modelo lineal no detectó diferencias con respecto al incremento en el diámetro, *B. simaruba* fue la que presentó el mayor incremento comparado con las demás especies de estudio, lo cual puede deberse a su capacidad de almacenar agua en su tallo.

Jatropha alamanii

Al final del experimento, *J. alamanii* mostró los menores porcentajes de supervivencia (8%). No obstante, a los tres meses fue la que tuvo la mayor supervivencia (68% parcela y 78% bolsa), pero el crecimiento que se observó fue muy pobre. En casi todas las estacas se observaron pequeños brotes que no alcanzaron a desarrollarse. A los seis meses se incrementó notablemente la mortalidad, sin distinción del tratamiento. Estos resultados indican que *J. alamanii* puede establecerse a través de estacas, pero que hubo algún factor que impidió tener una mayor supervivencia y crecimiento de las mismas. Es probable que esta especie sea poco resistente al estrés hídrico y que por eso los porcentajes de supervivencia obtenidos en esta investigación fueran tan bajos.

Desafortunadamente, no se encontraron reportes que evalúen la propagación vegetativa o sexual de esta especie, lo que dificulta el análisis de su capacidad para establecerse. No obstante, puede pensarse que al igual que lo sucedido con las otras especies, el tamaño de las estacas utilizadas y/o las condiciones secas de la zona influyeron en la mortalidad. En una investigación en donde se evaluó el establecimiento de una especie perteneciente al mismo género, *J. curcas*, se reportó un alto éxito en el establecimiento (95%) utilizando estacas de 2 m y 3 a 4 cm de diámetro en una región más húmeda que Nizanda (2800 mm; Zahawi, 2005). En otro estudio, se reportó el uso de estacas de *Jatropha* sp. de 1.2 m y 4.4 cm de diámetro en condiciones más secas, (825 mm de precipitación) obteniendo un porcentaje de supervivencia de 78.8% (Villanueva *et al.*, 1996). Aunque en esas investigaciones se obtuvieron buenos resultados utilizando distintas especies pero del mismo género, de acuerdo con los resultados obtenidos en este experimento, no se recomienda el uso de *J. alamanii* para propagarla a través de estacas.

Gyrocarpus mocinnoi

Al inicio del estudio se eligió esta especie puesto que los pobladores de Nizanda la reportaron como una especie capaz de establecerse a través de partes vegetativas. Sin embargo, en este experimento fue la única especie cuyas estacas no sobrevivieron. Al igual que lo sucedido con *J. alamanii*, no se encontraron estudios que evalúen su potencial de establecimiento, por lo que resulta difícil explicar estos resultados sin tener un marco de referencia. De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación, no se recomienda el uso de esta especie para restaurar zonas degradadas.

Tratamiento

No se observaron diferencias en la supervivencia entre las especies con respecto al tratamiento, sin embargo, a los tres meses la supervivencia de las estacas sometidas al tratamiento bolsa fue mucho mayor (ver Figura 9). Estos resultados indican que el riego favorece el establecimiento. Pero aunque las estacas que se sometieron al tratamiento bolsa presentaron un sistema radicular bien desarrollado y un follaje medianamente denso al momento del transplante, la mortalidad se incrementó notablemente con el tiempo, hasta ser muy similar a la de las estacas plantadas directamente en el suelo de la parcela. Si se pudiese contar con riego en la parcela experimental seguramente se

obtendrían mejores resultados. Desafortunadamente, la opción de regar a las estacas no es viable en la región, debido a la escasez de agua, los altos costos que esto implicaría y el gran esfuerzo que se requeriría.

En muchas investigaciones en donde se han evaluado el establecimiento mediante estacas de diferentes especies, se ha probado el efecto de sustancias promotoras del enraizamiento sobre la supervivencia. Una de las sustancias más utilizadas es el AIB (Ácido Indol-3-Butírico) puesto que es considerada como una de los mejores estimulantes del enraizamiento y no es tóxico para las plantas en una amplia gama de concentraciones (Hartmann y Kester, 1999). Sin embargo, *B. simaruba* y *G. sepium* son especies reportadas como de fácil establecimiento en donde la aplicación del AIB resulta innecesaria, como lo demuestran investigaciones en donde han aplicado AIB a 5000 y 1,0000 ppm y no se han encontrado diferencias con respecto al tratamiento en términos de la supervivencia (García, 2002; Scheinvar, 2004). No obstante, no podría afirmarse que el uso de AIB resulte innecesario para *A. simplicifolium*, *J. alamanii* y *G. mocinnoi* pues no se tienen reportes que evalúen su propagación vegetativa bajo ningún tipo de tratamiento. Por esta razón, sería importante explorar el papel de la aplicación exógena de AIB para la promoción del enraizado en estas especies.

Por último, no debe dejarse de lado que para tener éxito en programas que tengan como objeto restaurar áreas degradadas, se deben planear estudios multidisciplinarios que integren aspectos ecológicos, sociales y económicos y que incluyan a las comunidades locales. De esta manera, la recuperación de la cobertura vegetal y la restauración de los bosques tropicales probablemente tendrá un mayor éxito a mediano y a largo plazo.

5. CONCLUSIONES

A pesar de que la supervivencia de las especies fue baja, el uso de estacas con fines de restauración es un método prometedor que puede ayudar a restaurar campos de cultivo abandonados en la región de Nizanda.

De acuerdo con las variables evaluadas y con las condiciones en las que se realizó este estudio, la especie más sobresaliente para usarse en terrenos agrícolas con fines de restauración fue *Amphipterygium simplicifolium* ya que tuvo una mayor supervivencia y fue una de las que creció más. Dada su forma de crecimiento, es posible que esta especie sea útil para mejorar las características microambientales adyacentes a las zonas en donde se establezca, ya que desarrolla una copa muy densa que puede brindar sombra y refugio a otras especies que requieren de condiciones ambientales menos estresantes para establecerse.

Después de *A. simplicifolium*, *G. sepium* fue la especie que presentó una mayor supervivencia y la que creció más rápido y produjo ramas más grandes, un mayor número de rebrotes y por ende, la que presentó una mayor cobertura de la copa. Todas estas características son altamente deseables para recuperar rápidamente la cobertura vegetal, por lo que se recomienda la utilización esta especie para restaurar campos de cultivo abandonados.

Aunque las estacas de *B. simaruba* mostraron porcentajes pobres de supervivencia, su utilización para restaurar sitios degradados no debe ser menospreciada dado que es una especie que produce frutos que son dispersados por aves, lo que puede incrementar la lluvia de semillas a su alrededor y por consiguiente, acelerar los procesos de regeneración natural. Además, aunque creció mucho menos que *G. sepium* y *A. simplicifolium*, produjo una copa densa que también podría contribuir a mejorar las condiciones microambientales de las parcelas de cultivo abandonadas.

Con las estacas de *J. alamanii* se obtuvieron porcentajes de supervivencia muy bajos y un crecimiento muy pobre, y las estacas de *G. mocinnoi* fueron las únicas que no sobrevivieron. Por esto, no se recomienda el uso de estas especies con fines de restauración.

El plantar estacas en bolsas de polietileno y regarlas resultó innecesario para todas las especies, puesto que a la conclusión de los experimentos no se observaron diferencias en términos de la supervivencia. En contraste, con respecto al peso inicial de

las estacas, sí se observaron diferencias, pues las estacas que presentaron un mayor peso inicial sobrevivieron más en todos los casos.

La propagación vegetativa ha mostrado ser una herramienta útil para reducir los tiempos de formación de individuos maduros. Sin embargo, el éxito en el establecimiento de las estacas está fuertemente influenciado por la metodología que se siga y por las condiciones ambientales en donde se realicen los distintos proyectos de investigación. Por esto, es recomendable realizar estudios a pequeña escala que permitan identificar cuáles son las condiciones ambientales idóneas y la metodología más adecuada para obtener resultados satisfactorios en el establecimiento de las especies. Así mismo, se recomienda complementar estos resultados con estudios que evalúen la propagación sexual para poder comprender de manera integral el comportamiento de las especies en términos de su establecimiento.

6. L I T E R A T U R A C I T A D A

- Aguilar-Rodríguez, S., L.A. Bonilla y J. Barajas-Morales (2001). Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* 72: 171-185.
- Aide, T.M. y J. Cavelier (1994). Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2: 219-229.
- Aide, T.M. (2000). Clues for Tropical Forest Restoration. *Society for Ecological Restoration*.
- Aide, T.M., J.K. Zimmerman, J.B. Pascarella, L. Rivera y H. Marcano-Vega (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 78: 941-946.
- Alegre, J., J.L. Toledo, A. Martínez, O. Mora y E.F. De Andrés (1998). Rooting ability of *Dorycnim* spp. *Scientia Horticulturae* 76: 123-129.
- Ashby, M. (1969). *Introduction to Plant Ecology*. Macmillan, Londres, 519-525 pp.
- Bakker, J.P., H.J. Olf, J.H. Willems y M. Zoebel (1996). Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147-156.
- Barajas-Morales, J. (1987). Wood specific gravity from two tropical dry forest in Mexico. *IAWA Bulletin (New Series)* 8: 143-148.
- Barreto-Oble, D. (2000). *Análisis ecológico y distribucional de los anfibios y reptiles de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 86 pp.
- Borchet, R. (1994). Soil and stem water determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75: 1437-1449.
- Bradshaw, A.D. (1987). The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: Jordan III, W.R., M.E. Gilpin y J.D. Aber (Eds.). *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 53-74.
- Brooks T.M., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A., Rylands A.B., Konstant W.R., Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G., Hylton-Taylor C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspot biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
- Brown, S. y A.E. Lugo (1994). Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 6: 1-32.

- Bullock, S.H. (1995). *Seasonally Dry Tropical Forests*. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). Plant reproduction in neotropical dry forest. Cambridge University Press, Gran Bretaña. pp. 277-303.
- Burgos, A. y J.M. Mass (2004). Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 475-481.
- Butterfield, R.P. (1995). Promoting biodiversity: advances in evaluating native species for restoration. *Forest Ecology and Management* 75: 111-121.
- Carvajal, A.J. (2004). Establecimiento de postes de Chacah (*Bursera simaruba*, L. Sarg.) como cerco vivo. *Livestock Research for Rural Development*. 17: 22. En: <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/2/carv17022.htm>.
- 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. PRONARE – SEMARNAP. Las Prensas de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 174 pp.
- Chapman, C.A. y L.J. Chapman (1999). Forest restoration in abandoned agricultural land: a case study from east Africa. *Conservation Biology* 13: 1301-1311.
- Chintu, B.R., P.L. Mafongoya, T.S. Chirwa, E. Kuntashula, D. Phiri y J. Matibini (2004). Propagation and management of *Gliricidia sepium* planted fallows in sub-humid eastern Zambia. *Experimental Agriculture* 40: 341-352.
- Connell, J.H. y R.O. Slatyer (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Cubiña, A. y T.M. Aide (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33: 260-267.
- Cuevas, X.M. (2005). A revision of the genus *Amphipterygium* (Julianiaceae). *Boletín IBUG* 13: 22-47.
- Durán-García, R., M. Méndez, y R. Orellana (1997). Manual de propagación de plantas nativas de la península de Yucatán. Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., Mérida.
- Francis, J.K. (1990). *Bursera simaruba* (L.) Sarg. Almácigo, gumbo limbo. SO-ITF-SM-35. Nueva Orleans, LA: Estados Unidos. Departamento de Agricultura, Servicios Forestales, Estación experimental forestal del sur. 5p.
- García, X. (2002). *Efectos del AIB y de la estratificación en la formación de callos y raíces en estacas de Bursera simaruba, Gliricidia sepium y Omphalea oleifera, tres especies*

- potencialmente útiles para la restauración ecológica*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 66 pp.
- Gentry, A.H. (1995) Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 146-194.
- Gillespie, T.W., A. Grijalva y C.N. Farris (2000). Diversity, composition and structure of tropical dry forest fragments of Central America. *Journal of Tropical Ecology* 15: 637-649.
- Goldstein, G., F.C. Meizer y J.L. Andrade (2002). El flujo del agua en los árboles del dosel: mecanismo y patrones. En: Guariguata, M.R. y G.H. Kattan (Eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica, pp. 251-296.
- Gómez, T.S. (2006). *Supervivencia y crecimiento de estacas de tres especies de árboles como herramienta de restauración en el noroeste de la península de Yucatán*. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia 58pp.
- González, G. (2002). *Restauración de la selva baja caducifolia en la Reserva Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco: un enfoque experimental usando comunidades sintéticas*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 105 pp.
- Granzow-de la Cerda, I. (1999). Tropical rain forest trees propagated using large cuttings (Nicaragua). *Ecological Restoration* 17: 1-2.
- Guariguata, M.R., R. Rheingans y F. Montagnini (1995). Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology* 3: 252-260.
- Haissing, B.E. (1974). Meristematic activity during adventitious root primordium development. Influences of endogenous auxin and applied gibberelic acid. *Plant Physiology* 49: 886-892.
- Harrington, C.A. (1999). Forest planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forests* 17: 175-190.
- Hartmann, H.T. y D.E. Kester (1999). *Plant Propagation: Principles and Practices*. Prentice Hall. Nueva Jersey.

- Harvey, C.A., C. Villanueva, J. Villacís, M. Chacón, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Gómez, R. Taylor, J. Martínez, A. Navas, J. Saenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vílchez, B. Hernández, A. Pérez, F. Ruiz, F. López, I. Lang y F.L. Sinclair (2005). Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment* 111: 200-230.
- Holl, K.D., M.E. Loik, E.K. Lin y I.A. Samuels (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8: 339-349.
- Holl, K.D. (1998). Effects of above and belowground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. *Forest Ecology and Management* 109: 187-195.
- Holl, K.D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- Hughes, C.E. (1987). Biological consideration in designing a seed collection strategy for *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp. (Leguminosae). *Commonwealth Forestry Review* 66: 31-48.
- Huisman, J., H. Olf y L.F.M. Fresco (1993). A hierarchical set of models for species response analysis. *Journal of Vegetation Science* 4: 37-46.
- Iglesias, G.L., M. Alarcón y J.A. Prieto (1996). La propagación vegetativa de plantas forestales. *Ciencias Forestales de México* 21: 15-41.
- Janzen, D. (1988). Tropical Dry Forest: The most endangered major tropical ecosystem. En: Wilson, E.O. (Ed.). *Biodiversity*. National Academy Press. pp. 130-137.
- Janzen, D. (2002). Tropical Dry Forest: área de conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. En: Perrow, M. y A.J. Davy (Eds.) *Handbook of Ecological Restoration, Vol. II*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. pp. 559-583.
- Jaramillo, V.J. y R.L. Sanford (1995). Nutrient cycling in tropical deciduous forest. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kennard, D.K., K. Gould, F.E. Putz, T.S. Fredericksen y F. Morales (2002). Effect of disturbance intensity of regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.

- Khemnark, C. (1994). Rehabilitation of degraded tropical forest land through agroforestry practices: a case study in Thailand. *Journal of Tropical Forest Science* 7: 128-135.
- Lara, O. y A. Márquez (1996). *Plantas Medicinales de México. Composición, Usos y Actividad Biológica*. Universidad Autónoma de México, México D.F.
- Leakey, R.R., A.C. Newton y Mc.P. Dick (1994). Capture of genetic variation by vegetative propagation: process determining success. En: Leakey R.R. y A.C. Newton (Eds.). *Tropical trees: the potential for domestication and the rebuilding of forest resources* HMSO, Londres.
- Lebrija-Trejos, E. (2004). Sucesión secundaria en una selva baja caducifolia al sur de México. Tesis profesional de maestría. University of Wageningen, Países Bajos.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. Pérez-García y J. Meave (En prensa). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*
- Lugo, A.E. (1988). The future of the forest. Ecosystem rehabilitation in the tropics. *Environment* 30: 16-20 y 41-45.
- Lugo, A.E. (1997). The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded land with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.
- Lugo, A.E., J.A. Parrotta y S. Brown (1993). Loss of species caused by tropical deforestation and their recovery through management. *Ambio* 22: 106-109.
- Luken, J.O. (1990). *Directing Ecological Succession*. Chapman and Hall, Nueva York.
- Macdonald, B. (1990). *Plant propagation. Practical woody for nursery growers*. Vol I. Portland, Estados Unidos. 669 pp.
- Marod, D., U. Kutintara, H. Tanaka y T. Nakashizuka (2004). Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. *Journal of Vegetation Science* 15: 691-700.
- Martínez, M., J. Jiménez, R. Cruz, E. Juárez, R. García, A. Cervantes y R. Mejía (2002). Los géneros de la familia Euphorbiaceae en México (Parte D). *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* 73: 245-281.
- McLaren, K.P. y M.A. McDonald (2003). The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 180: 99-111.

- Medina, E. (1995). Diversity of life forms of plants in neotropical dry forest. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28: 581-587.
- Messenger, A.S., J.F. Stéfano y L.A. Fournier (1997). Rooting and growth of cuttings of *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium* and *Spondias purpurea* in upland stony, upland non-stony, and lowland non-stony soils in Ciudad Colón, Costa Rica. *Journal of Sustainable Forestry* 5: 139-151.
- Miles, L., A.C. Newton, R.S. DeFries, C. Ravilious, 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.
- Miller, P.M. (1999). Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15: 179-188.
- Montagnini, F. (2001). Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia* 26: 498-503.
- Mooney, H.A., S.H. Bullock y E. Medina (1995). *Seasonally tropical dry forest*. En: S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (Eds.) *Seasonally tropical dry forest*. Cambridge University Press, Nueva York. pp. 1-8.
- Murphy, P.G. y A.E. Lugo (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Murphy, P.G. y A.E. Lugo (1995). Dry forest of Central America and the Caribbean. En: Bullock, S.H., H.A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 9-34.
- Newton, G.A. (1992). *Assessing the rehabilitation potential of disturbed lands*. En: Proceedings, Western Forest Nursery Association. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station GTR-RM-221. Fort Collins, Estados Unidos. pp. 27-30.
- Odum, E.P. (1959). *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Ortiz, S.A. (2004). Cuachalalate. *Boletín de la Academia General de Biología*. No. 10 y 11. Junio y julio. Cuernavaca, Morelos.
- Parrotta, J.A., J.W. Turnbull y N. Jones (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.

- Parrotta, J.A. (1992a). The role of plantation forest in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agricultural Ecosystem Environment* 41: 115-133.
- Parrotta, J.A. (1992b). *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp. Gliricidia, mother of cocoa. SO-ITF-SM50. Nueva Orleans, LA. Departamento de Agricultura, Servicios Forestales, Estación Forestal Experimental del Sur. 7p.
- Pennington, R.T., D.A. Prado y C. Pendry (2000). Neotropical seasonally dry forest and Pleistocene vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27: 261-273.
- Pennington, T.D y J. Sarukhán (1968). *Árboles Tropicales de México*. INIF/FAO. México, D.F. 413 pp.
- Pérez-García, E.A., J. Meave y C. Gallardo (2001). Vegetación y flora de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botanica Mexicana* 56: 19-88.
- Pérez-García, E.A. y J.A. Meave (2004). Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region in southern México. *Plant Ecology* 175: 147-163.
- Pérez-García, E.A. (2006). Plan de manejo de las áreas de protección certificadas en Menanizanda, Asunción Ixtaltepec, Oaxaca. Comisión Nacional de Áreas protegidas (CONAP), Sociedad para el estudio de los recursos bióticos de Oaxaca, A.C. (SERBO) y Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México, D.F. pp. 74.
- Pickett, S.T.A. (1989) Space for time substitution as an alternative to long-term studies. En: Likens, G.E. (Ed.). *Long terms studies in ecology*. Wiley, Chichester. pp. 71-88.
- Rivera, J.E. (2007). Notas sobre Hernandiaceae: Primer registro de *Gyrocarpus americanus* Jaq. para México y de *Sparattanthelium amazonum* Mart. para Oaxaca. *Acta Botanica Mexicana* 078: 67-76.
- Rodríguez-Contreras, V. (2004). Distribución de las aves en Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 56 pp.
- Ruiz, G.R., J.J. Vargas, V.M. Cetina y A. Villegas. (2005). Efecto del ácido indolbutírico (AIB) y tipo de estaca en el enraizado de *Gmelina arborea* Roxb. *Revista Fitotecnia Mexicana* 28: 319-326.
- Rzedowski, J. y G. Calderón (1987). El bosque tropical caducifolio de la región mexicana del Bajío. *Trace* 12: 12-21.

- Rzedowski J. y H. Kruse (1979). Algunas tendencias evolutivas en *Bursera* (Burseraceae). *Taxon* 28: 103-116.
- Rzedowski, J. (1978). Vegetación de México. Limusa, México D.F.
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botanica de Mexicana* 14: 3-21.
- Rzedowski, J., Medina L.R., Calderón G. (2005). Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae). *Acta Botanica de Mexicana* 70: 85-111.
- Sadhu, M.K. y S. Bose (1980). Note on promotion of rooting in difficult to root fruit tree cuttings with z-chloroethylphosphonic acid and acetylene in presence of auxins. *Indian Journal of Agriculture Science* 50: 448-450. En: *Horticulture Abstract* 1981, 5032.
- Saha, S. y H.F. Howe (2003). Species composition and fire in a dry deciduous forest. *Ecology* 84: 3118-3123.
- San Miguel, F., C.M. De Clavijo, C. Basso y A. Trujillo. (1999). Enraizamiento de estacas de onoto. *Agronomía Tropical* 49: 69-79.
- Sauer, J.D. (1979). Living fences in Costa Rican agriculture. *Turrialba* 29: 255-261.
- Scheinvar-Goldstein E. (2004). *Efecto del ácido indol-butírico, el riego y las condiciones ambientales en la propagación vegetativa, por estacas, de Gliricidia sepium con miras a la restauración de dos selvas tropicales*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 109 pp.
- SER (2002). The primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. Consultado en línea el 23 de mayo de 2006: <http://www.ser.org>.
- Secretaría de Programación y Presupuestos (1981). Atlas Nacional del Medio Físico. Secretaría de Programación y presupuesto. México, D.F.
- Steinaman, V.W. (2002). Diversidad y endemismos de la familia Euphorbiaceae en México. *Acta Botanica mexicana* 61: 61-93.
- Taiz L. y E. Zeiger (1998). *Plant Physiology*. Sinauer. Sunderland, Massachusetts.
- Trejo, I. y R. Dirzo (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Vázquez-Yanes, C., A.I. Batis-Muñoz, M.I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo (1999). Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la

reforestación. Reporte técnico del proyecto J-084-CONABIO. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. Consultado en línea el 12 de febrero de 2006: <http://www.conabio.gob.mx>.

Vázquez-Yanes C. y A.I. Batis (1996). La restauración de la vegetación, árboles exóticos vs. árboles nativos. *Ciencias* 43: 16-23.

Vázquez-Yanes, C., A. Orozco, M. Rojas, M.E. Sánchez y V. Cervantes (1997). La reproducción de las plantas: Semillas y meristemos. Fondo de Cultura Económica. México, D.F. pp. 167.

Vega-Rivera A. (2003). *Estudio ecofisiológico de la germinación y establecimiento de Gliricidia sepium (Jacq.) Steud. (Papilionaceae) con fines de restauración ecológica*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 87 pp.

Vieria, D.L. y A. Scariot (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.

Villanueva, A.J., R. Sánchez-Rodríguez, F.O. Carrete-Carreón y L. Mena-Hernández (1996). Establecimiento de diferentes especies arbóreas para cerco vivo en la costa de Nayarit. *Técnica Pecuaria en México* 34:64-70.

Zahawi, R.A. (2005). Establishment and growth of living fence species: an overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology* 13: 92-102.

Zimmerman, J.K., J. Pascarella y T.M. Aide (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8: 350-360.

Documentos en línea

http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/29-legum19m.pdf

http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/17-burse2m.pdf.