



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**Efecto de la remoción del pasto en el
establecimiento inicial de tres especies arbóreas en
una selva baja degradada**

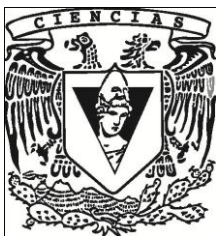
T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A :

Yazmín Anaín Mendoza Segovia



DIRECTORA DE TESIS:

Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders

2012



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.

Hojas de Datos del Jurado

1. Datos del alumno

Mendoza

Segovia

Yazmín Anaín

57 01 99 42

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

303146920

2. Datos del tutor

Dra.

María del Consuelo

Bonfil

Sanders

3. Datos del sinodal 1

Dr.

Carlos

Martorell

Delgado

4. Datos del Sinodal 2

Dra.

María Guadalupe

Barajas

Guzmán

5. Datos Sinodal 3

Dra.

Ximena

García

Orth

6. Datos Sinodal 4

M. en C.

Pedro Eloy

Mendoza

Hernández

7. Datos del Trabajo escrito

Efecto de la remoción del pasto en el establecimiento inicial de tres especies arbóreas en una selva baja degradada

47 p.

2012

Agradecimientos

Quisiera agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México, en especial al CCH oriente y la Facultad de Ciencias, por haberme abierto las puertas a un universo infinito de conocimiento.

A mi maestra de Biología del CCH, Angélica Médecis de Vélez, quién con sus interesantes clases hizo que me apasionara las ciencias naturales.

A la Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders, por brindarme un espacio para desarrollar mi trabajo de titulación; gracias por el todo el apoyo y por sus enseñanzas.

A mis sinodales Dr. Carlos Martorell Delgado, Dra. María Guadalupe Barajas Guzmán, Dra. Ximena García Orth y M. en C. Pedro Eloy Mendoza Hernández, por su tiempo dedicado en enriquecer mi tesis.

A mis profesores de los talleres de “Ecología de la Biota del Suelo” e “Investigación Ecológica en Poblaciones y Comunidades”, por transmitirme tan valiosos conocimientos, en especial al Dr. Jorge Arturo Meave del Castillo por sus interesantes y muy divertidas clases.

A toda la gente que me ayudó al agotador trabajo de campo para mi tesis y servicio social: a Adriana, Joshúa, Wolke, Jimena, Bruno, Yadira, Félix, Pedro, Luis, Ramiro y “JC”.

Agradecimientos personales

Ojalá pudiera abrir mi mente y plasmar en este pequeño espacio los nombres de todas aquellas personas que han dejado grandes enseñanzas y momentos en mi vida; pero esta vida me ha rodeado de gente tan maravillosa que tardaría una eternidad en hacerlo. Sin embargo, haré un pequeño intento.

A aquellos seres tan nobles, bondadosos y que se han esforzado día a día porque tenga la mejor vida posible: a mis tan amados padres. También aquellas personitas que me han amado mucho y también han hecho muchas cosas por mí: mis hermanos (aquí es especial quisiera abrir un paréntesis; quiero agradecer enormemente a “mi hermanita”, Fanny, la cual me ha cuidado desde que nací, por consentirme, por regañarme, por ser mi mejor ejemplo a seguir). También a mi abuelito, Pepe, quien con su recuerdo y su cariño se ha quedado grabado en mi corazón. A todos los amo.

A mis amigos de la adolescencia: a Pavel, quién ha sido el hermanito menor que siempre quise, a mis lindas amigas Viridiana y Atenas, que a pesar de que la distancia se ha interpuesto entre nosotras, nuestra amistad se ha conservado.

A las personas fantásticas que conocí en el CCH a Vanessa, Navil, Bety, Ruth, Lulú y Joseph, por su compañía en este lapso de mi vida.

A la “Familia Muppet” conformada por “Nanny” o Ramiro, por todo su apoyo, por sus porras, por escucharme y aconsejarme, y a las “muppets” Adriana y Otilia, por su cariño y porque han llenado de mucho alegría mis días. A los tres los quiero mucho.

A Billy Lujano, por enseñarme a ver la vida de diferente forma, porque en ningún momento ha dejado de creer en mí y porque me ha enseñado que las barreras del tiempo y del espacio, no debilitan nuestra gran amistad.

A todas esas personas tan apreciadas que conocí en mi andar por la carrera: Diana Osorio, Melbi, Gerardo del Toro, Christian, “Gerardo de Christian”, Mónica;

Talía, “La Cobaya”; Rúben, “El manito”; Aline, “La tía” y Sally, por todas esas buenas charlas y los grandes momentos de diversión.

A mis pequeños amigos con los cuales he vivido grandes aventuras y muchas noches de mucha música, risas y locuras: Jesús, Argenis, Víctor Hugo, Monse, Diana, “La Vaca”; David Mauricio, Gaby, Martín y Gustavo.

A dos mujeres las cuáles quiero infinitamente, a Cristina Tejada, por toda su confianza y por transmitirme mucha alegría, y a Alejandra Pacheco, por cambiar mi vida con su cariño y sus locuras, y porque a pesar que sus sueños por estudiar la Universidad nos ha tenido alejadas físicamente, nuestras almas no se han separado ni un instante una de la una de la otra.

Al coro de la Facultad de Ciencias, en especial, a mi gran director, Eduardo Hernández, por permitirme cantar en éste y por llevarme lugares tan hermosos.

A UNIVERSUM, que me ha enseñado lo bonito que es transmitir la ciencia; en especial a la sala “r3”, la cual me permitió conocer a José Luis, el curador de la sala, quién es una persona que me ha apoyado mucho. También quiero agradecer a todas chicas de la sala, las cuales se han denominado “ecopuntos maliciosos” y con las cuales he pasado meses de mucha diversión e interesantes platicas, en especial a Paola. De UNIVERSUM también quiero agradecer a Darinka y Ale Monroy, a la primera por los ánimos que siempre me da y la segunda por los piropos.

A mis vecinos, en especial a Juanito, Jareny y Miguel, los cuales han hecho más confortable y emocionante mi cambio de casa.

A mis más recientes amigos, Alejandro y Alfredo, por las conversaciones tan interesantes.

Por último, a cada una de las decisiones que me ha llevado a este punto tan único y maravilloso de mi vida ... ¡GRACIAS A TODOS!

ÍNDICE

Resumen	2
1. Introducción	3
2. Objetivos e hipótesis	9
3. Métodos	11
3.1 Área de estudio.....	11
3.1.1 Localización.....	11
3.1.2 Clima.....	10
3.1.3 Suelos.....	12
3.1.4 Vegetación.....	13
3.2 Especies de estudio.....	13
3.2.1 <i>Dodonaea viscosa</i>	13
3.2.2 <i>Lysiloma divaricatum</i>	14
3.2.3 <i>Leucaena leucocephala</i>	14
3.3 Diseño experimental.....	15
3.4 Análisis estadístico.....	17
4. Resultados	19
4.1 Supervivencia.....	19
4.2 Crecimiento.....	22
5. Discusión	29
6. Literatura citada	37

Resumen

En la actualidad los Bosques Tropicales Secos (BTS) son uno de los ecosistemas más amenazados en México y en el mundo, debido al cambio de uso del suelo para establecer cultivos agrícolas y pastizales para el ganado. En la zona NO de Morelos, en donde existieron BTS, actualmente dominan los pastizales establecidos para la crianza de ganado vacuno y equino. Debido a ello en 2005 se estableció, con la finalidad de restaurar dichos bosques, la Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembembe (ERT).

En este contexto, es relevante analizar las interacciones que se establecen entre los pastos y las especies arbóreas. En este trabajo se evaluó el efecto de eliminar los pastos de dos formas: a) eliminación manual (con machete), b) eliminación manual seguida de la aplicación de herbicida y, c) mantener los pastos (grupo control), en la supervivencia y el crecimiento de tres especies del BTS (*Dodonaea viscosa*, *Leucaena leucocephala* y *Lysiloma divaricatum*). Para ello, se establecieron cinco parcelas experimentales en la ERT y en agosto de 2009 se trasplantaron aproximadamente 21 plantas de cada especie en cada una (105 por especie, en total 315). Cada parcela se dividió en dos partes y a cada mitad se le aplicó uno de los tratamientos antes mencionados. La supervivencia se registró a lo largo de un año y el crecimiento en cuatro censos a lo largo del mismo, durante la temporada de lluvias.

En dos especies, *D. viscosa* y *L. leucocephala*, la supervivencia fue significativamente menor con la eliminación manual, mientras que cuando se eliminaron los pastos y se aplicó herbicida la supervivencia fue mayor y similar a la del grupo control (con pastos). En *L. divaricatum* los tratamientos no tuvieron un efecto significativo en la supervivencia. No hubo un efecto significativo de los tratamientos en el crecimiento de ninguna de las especies. Estos resultados muestran que la competencia con pastos no representa un filtro para el establecimiento de dichas especies, y por lo tanto no es necesario invertir recursos en eliminarlos al establecer plantaciones con fines de restauración.

1. Introducción

Los Bosques Tropicales Secos (BTS) se presentan en zonas tropicales en las que existe una marcada estacionalidad climática en la precipitación; es decir, con una estación seca y otra de lluvias muy definidas (Murphy y Lugo, 1986; Mooney *et al.*, 1995). A nivel mundial su área de distribución corresponde al 42% de la extensión de los bosques tropicales (Murphy y Lugo, 1986), y en el Continente Americano ocupan un área de 519, 597km² (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifita, 2010). Se estima entre 1980 y 2000 su área de distribución disminuyó 12% (Miles *et al.*, 2006). Actualmente los BTS se encuentran entre los ecosistemas terrestres más amenazados debido al cambio en el uso del suelo, que en América Latina se debe principalmente al establecimiento de pastizales para criar ganado en sistemas extensivos y a la agricultura (FAO, 2007). En la actualidad los BTS son un mosaico de fragmentos de bosques sucesionales secundarios (Kramer, 1997) y el 97% del área remanente se encuentra amenazada o perturbada por factores como los incendios, la tala y el pastoreo.

En México, el BTS de mayor extensión es la Selva Baja Caducifolia (SBC) o Bosque Tropical Caducifolio, que de acuerdo Rzedowski (1990) abarcaba originalmente cerca dos terceras partes del área total de vegetación tropical y cerca del 14% del territorio mexicano. Estos bosques poseen una alta diversidad florística y albergan a un número considerable de especies endémicas; se ha estimado que el 60% de las especies presentes en la SBC son exclusivas de México (Rzedowski, 1991). A pesar de esta riqueza, se ha reportado que al iniciar la década de los noventa únicamente 27% del área original de la SBC persistía en forma de bosques conservados; otro porcentaje igual había sido alterado y considerablemente fragmentado y un 23% del área original se encontraba en forma de tierras degradadas. Finalmente, el 23% restante había sido remplazado por otros usos de suelo, principalmente campos agrícolas y áreas abiertas para el pastoreo (Trejo y Dirzo, 2000).

La SBC es el tipo de vegetación más importante en el estado de Morelos por su extensión (Trejo y Hernández, 1996) y por los servicios ecosistémicos que brinda. Entre 1973 y 1989 la tasa de deforestación en dicho estado fue de 1.4% anual, y sus principales causas fueron el desarrollo de actividades ganaderas y agrícolas, los asentamientos humanos y la infraestructura turística (Trejo y Dirzo, 2000). La ganadería ocasiona que se alteren los servicios ecosistémicos, ya que los suelos pierden estabilidad superficial y son más susceptibles a la erosión, además de que se afectan sus propiedades físicas, químicas e hidrológicas; también se modifican algunas condiciones microclimáticas como la temperatura de la superficie del suelo y la humedad relativa (Yates *et al.*, 2000). En estas condiciones la composición y estructura de la vegetación están determinadas en gran medida por la perturbación recurrente que representa la remoción de biomasa por el consumo del ganado.

Cuando el pastoreo se realiza de manera intensiva y sin control durante largos periodos de tiempo en tierras con poca o nula vocación para desarrollar esta actividad, como en muchas de las SBC, con frecuencia se presenta un fuerte deterioro del suelo y una baja en la productividad (FAO, 2007). Cuando los terrenos degradados son abandonados y los propietarios están interesados en revertir los impactos negativos de la degradación del suelo y recuperar la cobertura vegetal, se hace necesario realizar trabajos de restauración ecológica (Plath *et al.*, 2011). En los programas de restauración frecuentemente se establecen plantaciones de árboles nativos para favorecer la sucesión secundaria (Lamb *et al.*, 2005) y –a mediano o largo plazo– recuperar algunos servicios ecosistémicos. Esta intervención es particularmente necesaria cuando el reclutamiento natural de especies arbóreas es nulo o muy pobre, ya sea porque la llegada de propágulos es muy baja (debido a no existen parches de vegetación natural cercanos) o porque la alta densidad de los pastos impide la germinación de las semillas y el establecimiento de las plántulas (Martínez-Ramos y García-Orth, 2007).

El uso de plantaciones para el manejo y restauración de tierras deforestadas es una estrategia que ha recibido considerable atención, ya que las plantas que logran establecerse y crecer sirven para atraer a los dispersores de semillas y crean micrositios favorables para la germinación de semillas y el establecimiento de otras especies de árboles nativos (Chapman *et al.*, 2002). Si la plantación se realiza en un pastizal, es importante establecer cómo interaccionan los pastos y las plantas de especies leñosas. Por ello, se han realizado diversos estudios que analizan el efecto de los pastos e intentan establecer si éstos: a) compiten con las especies arbóreas, y por tanto las afectan negativamente, b) no tienen efecto, es decir son elementos “neutros” o, c) tienen un efecto facilitador y por lo tanto positivo en la supervivencia y (o) el crecimiento de las plántulas de especies arbóreas. En caso de que se detecte un efecto negativo, la restauración podrá ser más efectiva si se conocen los mecanismos por los cuales los pastos limitan la regeneración y la forma en que éstos pueden ser superados (Thaxton *et al.*, 2011).

Los resultados de dichos estudios son muy variados; en algunos casos se ha reportado que la competencia puede ser intensa y afectar negativamente la reproducción, el crecimiento o la supervivencia de las especies arbóreas (Connell, 1977; Holl *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005), pero también se ha encontrado que la eliminación del pasto no tiene un efecto significativo en la supervivencia (Zimmerman *et al.*, 2000). En otros trabajos se ha reportado que el resultado de la interacción puede variar dependiendo de la especie, la etapa de desarrollo de la planta o la época del año (Benítez-Malvido *et al.*, 2001; Román *et al.*, 2007) o incluso que la presencia de pastos puede ser benéfica para la germinación de las semillas y la supervivencia y el crecimiento de las plántulas (Aide *et al.*, 1994; Zimmerman *et al.*, 2000). Otros estudios han encontrado que las plántulas de árboles sobreviven más en presencia de pastos nativos que de exóticos (Ortega-Pieck *et al.*, 2011). Finalmente, algunos estudios muestran que los pastos pueden presentar facilitar directa o indirectamente el establecimiento de las especies arbóreas; en el primer caso los pastos actúan como plantas nodrizas, que mejoran

el microhábitat para el establecimiento de especies arbóreas (Gasque y García-Fayos, 2004), mientras que la facilitación indirecta se produce cuando los pastos representan un refugio biótico para las especies arbóreas (aumentando su supervivencia) en presencia de herbívoros (Anthelme y Michalet, 2009).

Hasta ahora se han usado diversas técnicas para remover y controlar los pastos y diversas especies exóticas (D'Antonio y Meyerson, 2002), con la finalidad de facilitar el establecimiento de las especies nativas (Coxt y Allen, 2008). Los más comunes incluyen la eliminación manual, la eliminación mecánica, el uso de herbicidas, el fuego o alguna combinación de las anteriores (Masters y Nissen, 1998; García-Orth y Martínez-Ramos, 2009). La aplicación de herbicidas puede mejorar el crecimiento de las plántulas y disminuir su mortalidad, al reducir la competencia por recursos abióticos con los pastos (Sternberg *et al.*, 2001; Baer y Groninger, 2004).

En pastizales degradados el establecimiento de especies arbóreas pioneras y de etapas intermedias, capaces de modificar las condiciones abióticas y bióticas, es clave para iniciar y(o) acelerar el proceso sucesional y favorecer su progresión hacia comunidades más diversas, lo que permitirá la recuperación de buena parte las especies presentes antes de la perturbación (Siemann y Rogers, 2003; Zamora *et al.*, 2004; Lamb *et al.*, 2005).

Como se ha mencionado, en grandes porciones del estado de Morelos la transformación de áreas cubiertas por selva baja caducifolia en pastizales ha ocasionado la degradación de las tierras. Tal es el caso de las laderas y taludes de la cuenca media del río Tembembe, en el municipio de Temixco, en las cuales se establecieron desde tiempos remotos (alrededor del siglo XVII), pastizales inducidos para la cría de ganado, sobre todo vacuno y equino (Alavez-Vargas, 2010). Actualmente, en los pastizales se presenta erosión y compactación del suelo, y la vegetación arbórea remanente es muy escasa, aunque persisten

parches remanentes de bosque en las partes más inaccesibles de las barrancas (Bonfil *et al.*, 2009).

En 2005 se estableció, en terrenos comunales de la comunidad indígena de Cuentepec, la Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembebe (ERT), que abarca alrededor de ~97 ha de pastizales inducidos y algunos parches remanentes de selva baja caducifolia y de bosque de *Quercus glaucoides*. En ella se han realizado diversos estudios para conocer las características del medio abiótico y de la vegetación, así como para establecer las áreas prioritarias para la restauración (García-Flores, 2008). También se han realizado ensayos de reintroducción de plantas de diversas especies arbóreas (Bonfil *et al.*, 2009) y se han evaluado diversas técnicas de restauración para aumentar la supervivencia de las plantas introducidas, especialmente durante la temporada seca, que es cuando se produce una mayor mortalidad (Ayala-García, 2008; Núñez-Cruz, 2012).

En el presente estudio se busca analizar el efecto que tienen los pastos en el establecimiento de plantas de tres especies arbóreas nativas *Dodonaea viscosa*, *Leucaena leucocephala* y *Lysiloma divaricatum*. Aunque se han realizado algunos ensayos previos con las tres especies en la zona de estudio, resulta conveniente establecerlas bajo las mismas condiciones experimentales para comparar su desempeño y poder hacer recomendaciones de manejo para futuras plantaciones a mayor escala en la zona de estudio. Dichos ensayos han mostrado una buena supervivencia de *L. leucocephala* (Ayala-García, 2008), y *L. divaricatum* (Morales, 2010), mientras que la supervivencia de *D. viscosa* es relativamente alta en sitios con buen drenaje (Morales, 2010), pero es mucho menor en los micrositios cóncavos en que se acumula el agua durante la temporada de lluvias (Ulloa-Nieto, 2006).

Además de la relevancia ecológica de conocer la interacción entre pastos y plantas de especies leñosas, esta pregunta tiene consecuencias prácticas de manejo, ya que si afectan negativamente la supervivencia o el crecimiento de estas últimas, resulta adecuado removerlos al establecer plantaciones, y en caso contrario no es necesario hacerlo, lo que se traduce en ahorros de tipo económico y energético.

2. Objetivos

2.1 Objetivo General

Evaluar el establecimiento inicial de plantas de tres especies arbóreas –*Dodonaea viscosa*, *Leucaena leucocephala* y *Lysiloma divaricatum*– en un pastizal degradado y el efecto de los pastos en el desempeño de las mismas.

2.2 Objetivos particulares

- Describir la supervivencia y el crecimiento de las plantas de las tres especies a lo largo de un año.
- Evaluar el efecto de la eliminación de los pastos en la supervivencia y (o) el crecimiento de las tres especies.
- Establecer si las dos formas alternativas de eliminar el pasto empleadas (eliminación manual o chaponeo vs herbicida) difieren en su efecto en la supervivencia y (o) el crecimiento de las plantas.

Hipótesis

1. La supervivencia de las dos especies de leguminosas –*Lysiloma divaricatum* y *Leucaena leucocephala*- será mayor que la de la *Dodonaea viscosa*, debido a la mayor tolerancia de las primeras a las condiciones prevalecientes en el pastizal.
2. Si los pastos compiten por recursos como espacio, agua o nutrientes con las plantas de una o más especies arbóreas, entonces su eliminación tendrá un impacto positivo en la supervivencia y (o) crecimiento de las mismas.
3. Si existe competencia entre los pastos y las especies arbóreas, entonces la técnica más eficiente para remover el pasto tendrá un efecto positivo mayor en la supervivencia y (o) el crecimiento de las especies arbóreas.

3. Métodos

3.1 Área de estudio

3.1.1 Localización

La Estación de Restauración Ambiental Barrancas del Río Tembebe (ERT) se ubica en terrenos de la comunidad agraria y ejido de Cuentepec, municipio de Temixco, entre las coordenadas 99° 20' 17"- 99° 20' 39" Este y 18° 53' 56" - 18° 55' 07" Norte (Bonfil *et al.*, 2004). Comprende ~97 ha de terreno que corre a lo largo a ambos lados del río y posee pendientes que varían entre 5 y 50% (Bonfil *et al.*, 2009); el intervalo altitudinal va de 1500 a 1700 ms.n.m. (García-Flores, 2008).

3.1.2 Clima

Cerca del sitio de estudio se encuentran dos estaciones climatológicas. La primera se ubica en el poblado de Ahuatenco (Estado de México) a 3.5 km al norte de la ERT, a una altitud de 1,950 m. En ella se ha registrado un clima templado subhúmedo, el más húmedo de los subhúmedos, con régimen de lluvias de verano, isotermal y con marcha de temperatura tipo Ganges [Cb(w₂)(w)(i)g]. La precipitación anual promedio es de 1,166 mm y la temperatura media anual es de 17.5 °C. La segunda estación se localiza en Cuentepec, 5 km al sur de la estación, a una altitud de 1,450 ms.n.m, y en ella se registra un clima semicálido subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con régimen de lluvias en verano (con canícula), poca oscilación térmica y marcha de la temperatura tipo Ganges [A(C) w₀(w)w''(i')g]. La precipitación anual promedio es de 961 mm y la temperatura media anual de 21.6 °C. En ambas estaciones se presenta una estacionalidad de lluvias marcada, con una época de secas de noviembre a mayo (Camacho-Rico, 2004).

3.1.3 Suelos

Los tipos de suelo que predominan en la estación son los feozem háplicos seguidos de los vertisoles pélicos (CETENAL, 1976); su textura y profundidad varía a lo largo de las topoformas (hombro, dorso y pie de ladera) presentes en la estación (Ayala-García, 2008). El hombro de ladera se caracteriza por tener una profundidad media de 46 cm con dos horizontes: el primero (Ah) tiene una textura franco-arcillosa y el segundo (Bg) arcillosa, con una pedregosidad del 20%. Los suelos del dorso de ladera se caracterizan por tener un espesor promedio de 28 cm y poseer un solo horizonte con textura franco-arcillosa y muy pedregoso (>30%). En el pie de ladera los suelos son de medianos a profundos (65 cm) y presentan de dos a tres horizontes, en los cuales predominan las texturas arcillosas (Ayala-García, 2008). El contenido de magnesio, hierro y zinc es alto (Gómez, 2003) (Figura 1).

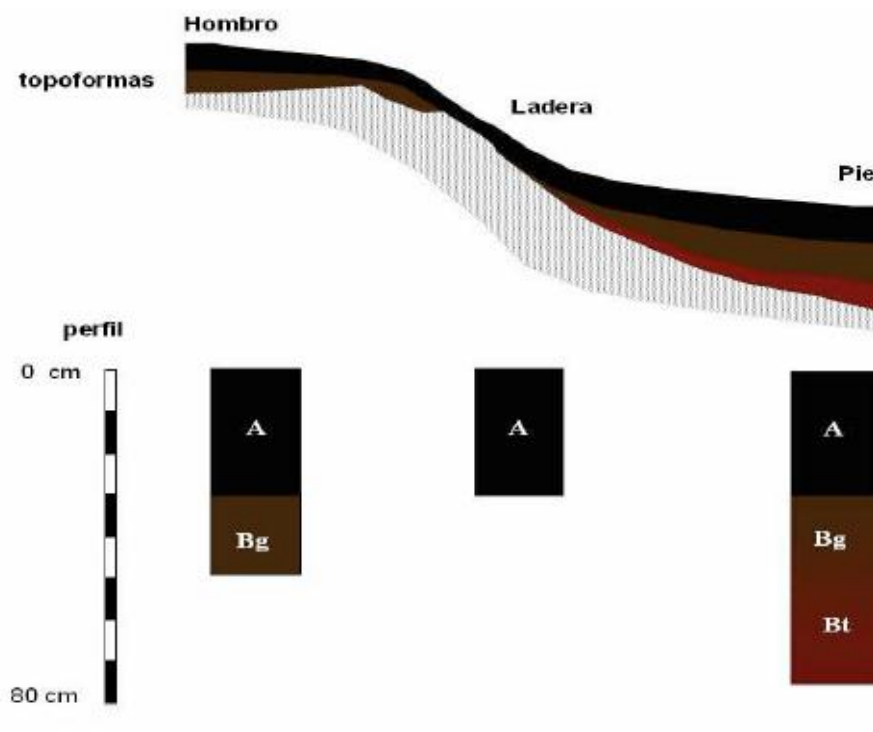


Figura 1. Topoformas, horizontes y profundidad de los suelos de estación.

Tomado de Ayala-García, 2008.

3.1.4 Vegetación

La ERT se ubica en una zona de transición entre el bosque templado y la selva baja caducifolia (Piña-Covarrubias, 2005). En las laderas se encuentran parches de encinares secos (en los que domina *Q. glaucoides*), así como encinares con elementos remanentes de selva baja caducifolia, parches de SBC densa y más abiertos. En las laderas y las partes planas dominan los pastizales, cuya extensión en la estación es superior a la de las otras coberturas vegetales (García-Flores, 2008; Bonfil *et al.*, 2009). La composición florística de la estación registrada hasta el momento incluye 153 especies de 42 familias, siendo las más representativas Leguminosae, Asteraceae, Rubiaceae, Burseraceae y Euphorbiaceae (García-Flores, 2008). En los pastizales dominan las familias Poaceae, Leguminosae, Asteraceae y Ciperaceae (Sánchez-Battenberg, comunicación personal).

3.2 Especies de estudio

3.2.1 *Dodonaea viscosa* L. Jacq. (Sapindaceae)

Es un arbusto perennifolio, de uno a cinco metros de altura; la corteza es marrón-rojiza, las hojas son lanceoladas y las flores pequeñas, verdosas, amarillentas o rojizas, dispuestas en racimos cortos. El fruto es una cápsula ovoide de color amarillo-rojizo, con semillas aladas. Es una especie cosmopolita que se distribuye en casi todo el país, tanto en zonas tropicales como subtropicales, en bosques de *Quercus* y de coníferas. Se establece en un intervalo altitudinal amplio (300 a 2,400 ms.n.m.) y en suelos desde someros hasta profundos, con textura arenosa a areno-arcillosa y muy pedregosos, bien drenados, preferentemente neutros y moderadamente salinos (CONAFOR, 2010a).

D. viscosa es capaz de crecer en suelos muy erosionados y con fuertes pendientes, sobre tepetate y toba removida. Es una especie demandante de luz, tolerante a sequías, sombra, inundaciones, viento y heladas. Se recomienda en el control de la erosión, como cortina rompevientos y restaurador de suelos (CONAFOR, 2010a).

3.2.2 *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) McBride (Fabaceae)

Es un árbol de hasta 10 m de altura y diámetro hasta de 15 cm, de ramificación a baja altura. La corteza es de color café claro, internamente rosado, y las hojas son de color verde oscuro en ambas superficies y raquis pubescente; están dispuestas en espiral y son bipinnadas, de 5.5 a 7.5 cm de largo (incluyendo el peciolo) compuestas de 9 a 12 pares de folíolos primarios opuestos y 26 a 32 pares de folíolos secundarios. Se presenta una glándula cónica aplanada entre el último par de folíolos primarios y otro cerca del ápice del peciolo. Las flores están dispuestas en cabezuelas axilares y son de color blanco. El fruto es una vaina café rojiza, de 9 a 15 cm de largo y 1- 1.5 cm de ancho, con el margen persistente. La madera es muy dura y ampliamente utilizada en la construcción de viviendas rurales y herramienta; también es apreciada como leña. Los renuevos foliares son utilizados como forraje por el ganado caprino (Cervantes *et al.*, 2001).

Se establece en laderas de pendientes abruptas, lechos de ríos, arroyos temporales y en selva baja caducifolia; puede aumentar la cantidad de nitrógeno en los suelos, ya que crea una asociación simbiótica con bacterias del género *Rhizobium* y favorece la regeneración de otras especies a su alrededor (Parrotta *et al.*, 1997).

3.2.3 *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Witsubsp. glabrata (Rose) S. Zárate (Fabaceae)

Es un árbol o arbusto caducifolio o perennifolio, de 3 a 6 m (hasta 12 m) de altura, con un diámetro a la altura del pecho de hasta 25 cm. La copa es redondeada, ligeramente abierta y rala, y las hojas son de color verde-grisáceo y glabras, alternas, bipinnadas, de 9 a 25 cm de largo con 11 a 24 pares de folíolos elípticos y algo oblicuos. La corteza externa es gris negruzca, con abundantes lenticelas longitudinales protuberantes. Las cabezuelas tienen entre 100 y 180 flores blancas, con pétalos libres. Las vainas (11 - 25 cm de largo, 1.2 - 2.3 cm de ancho) son oblongas, estipitadas, en capítulos florales de 30 o más, verdes cuando tiernas y cafés cuando maduras. Las semillas son ligeramente elípticas,

aplanadas, de color café brillante, y están cubiertas por una cera que retarda la absorción de agua durante la germinación. La raíz es profunda y extendida, penetra en las capas profundas del suelo y aprovecha el agua y los minerales por debajo de la zona a la que llegan las raíces de muchas plantas agrícolas (Guízar y Sánchez, 1991; Cervantes *et al.*, 2001). Es una especie de amplia distribución en regiones tropicales y subtropicales del país; se encuentra en la vertiente del Golfo, desde Tamaulipas hasta Yucatán y Quintana Roo y en la vertiente del Pacífico desde Sinaloa hasta Chiapas (CONABIO, 2010). Tiene diversos usos: aromatizante, artesanal, colorantes, medicinal y en apicultura. Las semillas y frutos son comestibles y las hojas constituyen un excelente forraje. Se usa en construcción rural, como pulpa para papel, aserrío, postes y los fustes delgados se comercializan como tutores (Guízar y Sánchez, 1991; Cervantes *et al.*, 2001).

L. leucocephala es muy útil para la restauración de suelos erosionados por su raíz pivotante, bien desarrollada y profunda; resiste podas y ramoneo, además de adaptarse a condiciones limitantes. Es altamente competitiva bajo condiciones de estrés, tolerante a la sequía y a la contaminación del aire y favorece el establecimiento de otras especies (Habte y Manjunath, 1987; Parrota, 1992, 1999; Parrota *et al.*, 1997).

3.3 Diseño experimental

En agosto de 2009 se establecieron cinco parcelas (o bloques) de 96 - 102 m² en una ladera con exposición oeste, procurando que tuvieran las mismas condiciones de inclinación, pedregosidad y vegetación establecida (*i.e.* una cobertura uniforme de pastos). Cada bloque se dividió a la mitad (subbloque) y a cada una se le aplicó uno de los tres tratamientos siguientes: a) roza (eliminación manual con machete), b) roza seguida de la aplicación de herbicida y, c) control (*i.e.* sin alterar el pasto) (Figura 2). La plantación se realizó entre los días 15 y 18 de agosto de 2009, y se sembraron ~21 plantas por especie en cada bloque, con un total de ~105 plantas por especie. Las plantas fueron obtenidas de los viveros regionales

de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y su tamaño inicial fue registrado (promedio \pm e. e.): *Dodonaea viscosa* diámetro 3.54 ± 0.064 mm y altura 55 ± 29 cm; *Leucaena leucocephala* diámetro 4.06 ± 0.11 mm y altura 47.4 ± 15.3 cm; y *Lysiloma divaricatum* diámetro 4.48 ± 0.49 mm y altura 51 ± 32 cm.

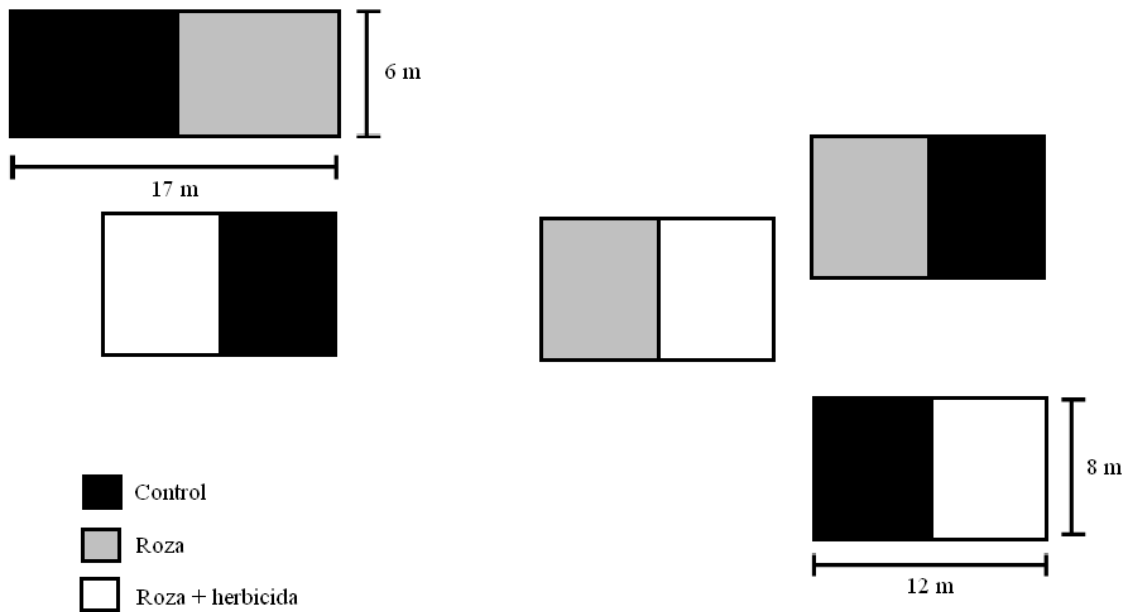


Figura 2. Representación gráfica de la distribución de parcelas y sus tratamientos (control, roza y roza + herbicida).

El 22 de agosto de 2009 se tomaron las medidas iniciales de todas las plantas (altura al ápice, diámetro basal y cobertura), y en septiembre se procedió a aplicar los tratamientos: en la roza se cortó el pasto al ras del suelo con machete en toda la subparcela. En el tratamiento roza + herbicida se realizó el mismo procedimiento y posteriormente con ayuda de un aspersor se hizo una aplicación de herbicida en un radio de 30 cm alrededor del tallo de cada planta. Se utilizó Faena (glifosfato), herbicida de tipo sistémico de actividad residual, que tiene efecto en pastos anuales y perennes y hierbas de hoja ancha; se aplica sobre las hojas y circula hasta las raíces, matándolas. Tiene alta adherencia y afinidad con

las partículas del sustrato (González, 2002). Durante la aplicación se tuvo cuidado de no rociar las plantas introducidas en la plantación. En el tratamiento control se dejó el pasto que había alrededor de cada planta.

Entre octubre de 2009 y agosto de 2010 se realizaron ocho censos. Durante la temporada seca (de diciembre de 2009 a mayo de 2010) sólo se registró la supervivencia, mientras que en las temporadas de lluvias (de agosto a octubre de 2009 y de junio a agosto de 2010) se registró también el crecimiento, midiendo el diámetro a la base del tallo y la altura total al ápice de cada planta, así como dos diámetros de la copa. Con éstos últimos se calculó la cobertura de la copa de cada planta, usando la fórmula de una elipse: $A = (D_1/2) (D_2/2) (\delta)$, donde D_1 y D_2 son los dos diámetros de la copa.

Algunas observaciones realizadas durante el seguimiento de la plantación mostraban un posible efecto importante de los herbívoros (principalmente chapulines y otros artrópodos), por lo que durante el último censo (agosto de 2010), se registró la herbivoría usando las siguientes variables categóricas: 0 - sin herbivoría, 1 - de 1 a 25%, 2 - de 25 a 50%, 3 - de 51 a 75% y 4 - de 76 a 100%.

3.4 Análisis estadístico

Para comparar la supervivencia entre especies y tratamientos se usaron análisis de supervivencia, que son pruebas semiparamétricas que analizan el efecto que tiene un conjunto de variables sobre el “tiempo de falla” (*i.e.*, el periodo en que permanece vivo un individuo). Éstos permiten comparar la longitud del periodo de vida de cada individuo en un tratamiento –incluyendo a los individuos censurados, es decir, aquéllos que permanecieron vivos al final del estudio (y por lo tanto no se conoce su “tiempo de falla”)– y establecer la significancia de las diferencias entre tratamientos. El análisis se llevó a cabo usando la rutina “survival analysis” del programa Statistica. La prueba para comparar muestras múltiples del programa es

una extensión de la prueba de Wilcoxon generalizada por Gehan, por Peto y Peto, y la prueba de rangos logarítmicos (Statística, 1991), y utiliza valores de χ^2 .

Para analizar el crecimiento se usaron modelos lineales de efectos mixtos, en los que se incluyó el efecto de la parcela (o bloque), que es un factor aleatorio, y el de los tratamientos, un factor de efectos fijos, anidado en la parcela, en las tasas de crecimiento relativo (en diámetro basal y altura) de cada especie. La tasa de crecimiento relativo fue calculada con la siguiente fórmula (Hunt, 1982):

$$TRC = \frac{\ln Y_{t_2} - \ln Y_{t_1}}{t_2 - t_1}$$

donde Y_{t_1} corresponde al tamaño inicial (ya sea en diámetro, altura o cobertura) y Y_{t_2} es el tamaño final, t_1 se refiere al tiempo inicial (días) y t_2 al tiempo final.

El análisis se realizó con el paquete estadístico R (R Development Core Team, 2005). Para efectos de contar con un diseño balanceado, en el análisis se incluyeron cuatro de las cinco parcelas de estudio.

Se realizaron también ecuaciones alométricas para analizar la relación entre el diámetro y la altura de cada especie, y el posible cambio en esta relación como resultado de los tratamientos. Con los datos de herbivoría registrados durante agosto de 2010 se elaboraron gráficas de distribuciones de frecuencias, para una comparación cualitativa.

4. Resultados

4.1 Supervivencia

La supervivencia global de las tres especies fue de 48.3% ($N = 153$). En cuanto a las diferencias entre especies, la que tuvo menor mortalidad fue *Leucaena leucocephala*, con una supervivencia de 61%, seguida por *Lysiloma divaricatum* (54.2%) y por último *Dodonaea viscosa*, que presentó la supervivencia más baja (27.6%) (Figura 3). El análisis de supervivencia mostró diferencias significativas entre especies ($\chi^2 = 45.39$, g. l. 2 $P < 0.001$).

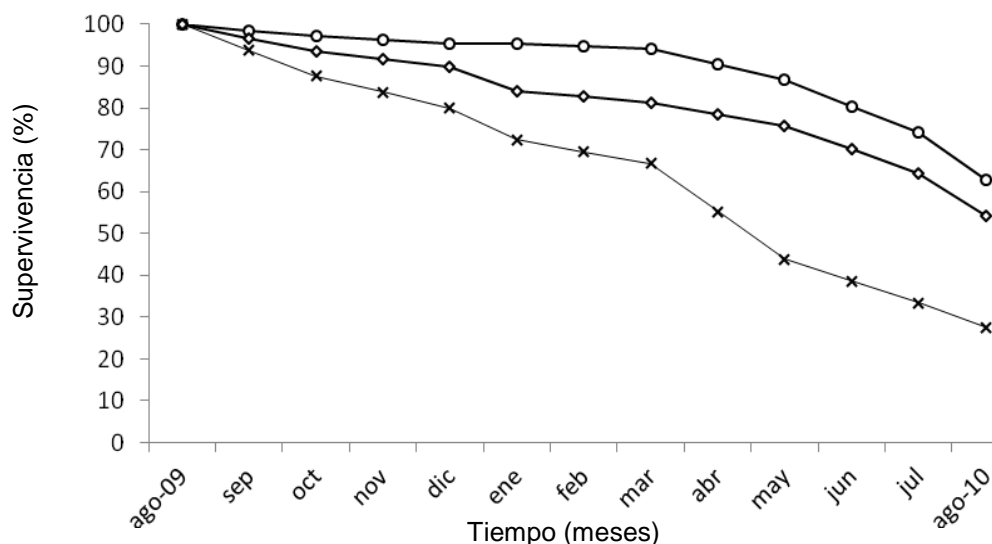


Figura 3. Supervivencia de plantas de: *D. viscosa*—x—, *L. leucocephala*—o—y *L. divaricatum*—◊— entre agosto de 2009 y agosto de 2010 en la ERT.

En cuanto al efecto de los tratamientos en la supervivencia, el valor más alto –considerando todas las especies– se obtuvo con la aplicación de herbicida (58.5%), cifra muy similar a la registrada en el control (54.2%), mientras que en el tratamiento de roza se registró una supervivencia considerablemente menor (31%, Figura 4).

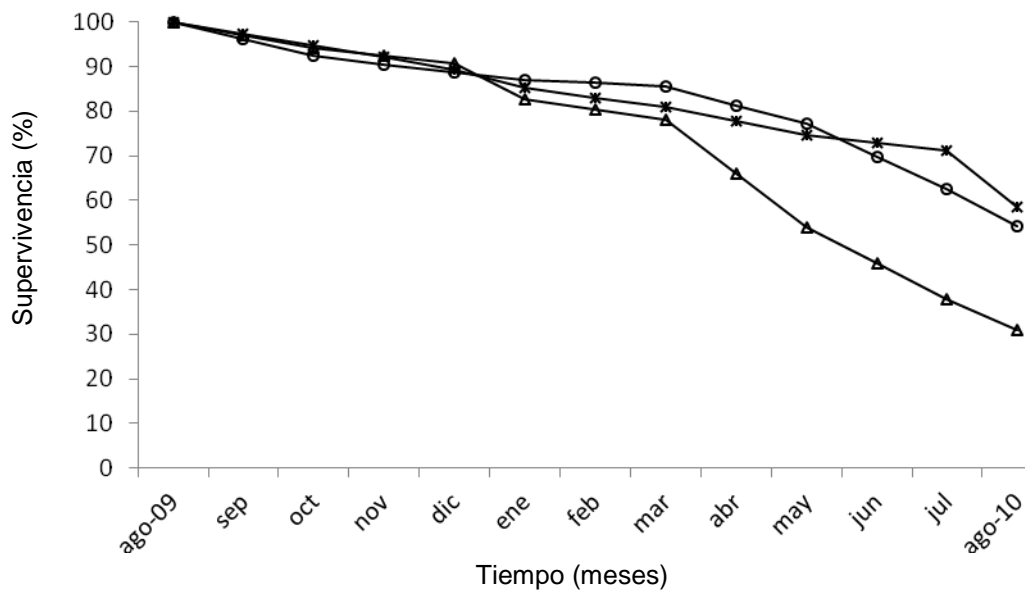


Figura 4. Supervivencia promedio por tratamiento: control—○—, roza —△— y herbicida —✱— entre agosto de 2009 y agosto de 2010 en la ERT.

En dos especies (*D. viscosa* y *L. leucocephala*), la supervivencia fue significativamente menor en el tratamiento de roza (eliminación manual) que en los otros dos tratamientos (herbicida y control), en los que se presentó una supervivencia mayor y muy similar (Figura 5). La mayor diferencia se presentó en *L. leucocephala*, en la que la supervivencia en el tratamiento de roza fue de una tercera parte de la que se registró en los tratamientos control y herbicida (con valores finales de supervivencia de 73.9% y 78.8% respectivamente; $\chi^2_{(2)}=21.22$, $P < 0.001$). En *D. viscosa* la supervivencia en el tratamiento de roza fue de 12.5%, cifra significativamente menor que las de los tratamientos control y herbicida (con 21.6 y 24.2% respectivamente; $\chi^2_{(2)}=6.423$, $P=0.040$). Finalmente en *L. divaricatum* los tratamientos no tuvieron un efecto significativo, y la supervivencia final fue relativamente alta en todos ellos (entre 52.3 y 58.1%; $\chi^2_{(2)}=0.248$, $P=0.883$).

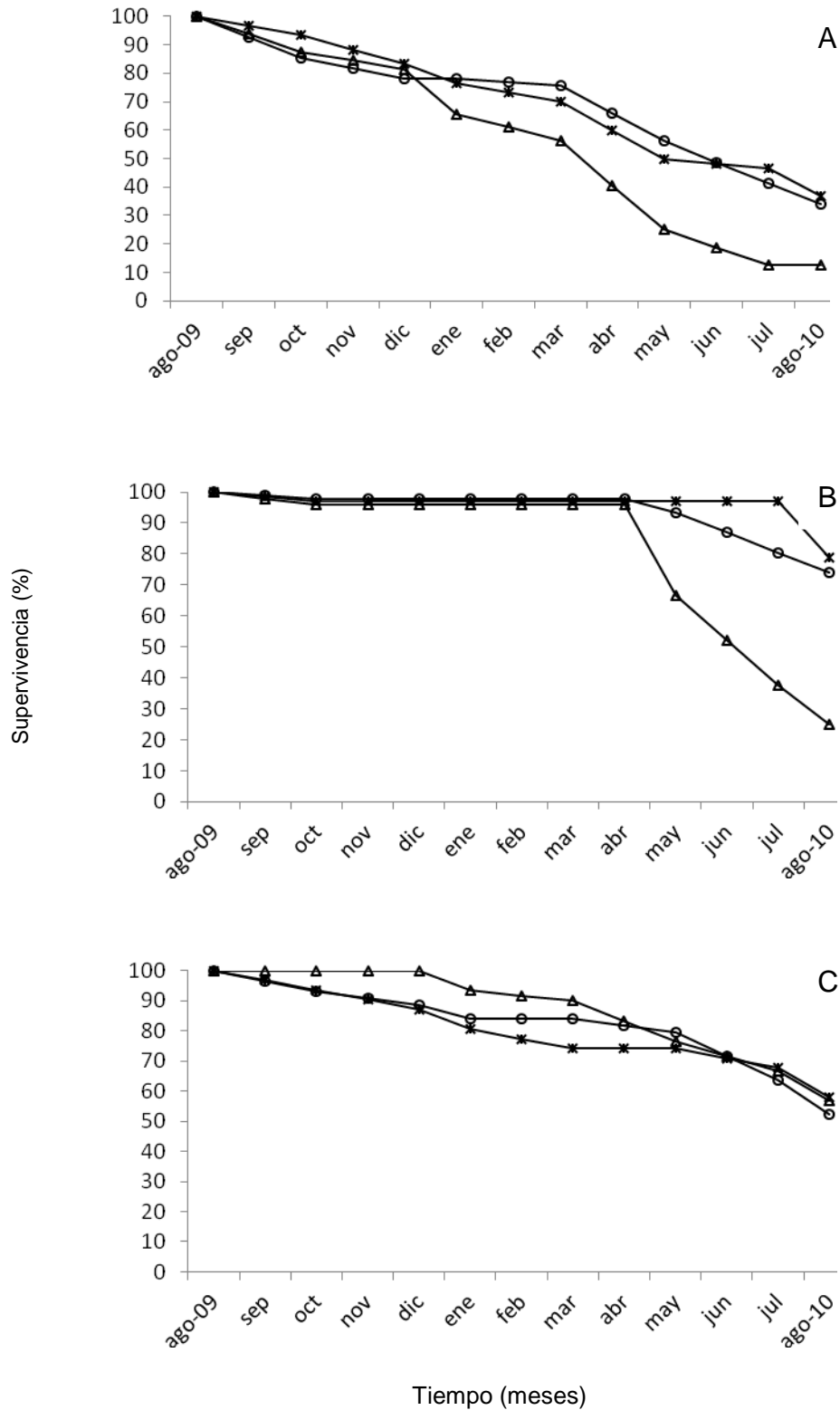


Figura 5. Supervivencia promedio de las plantas de: (A) *D. viscosa*, (B) *L. leucocephala* y (C) *L. divaricatum* en tres tratamientos: control—○—, roza —△—, y herbicida —*—, entre agosto de 2009 y agosto de 2010 en la ERT.

5.2 Crecimiento

Todas las especies mostraron crecimiento, medido como el incremento en el diámetro basal. El mayor incremento promedio correspondió a *D. viscosa* (5.08 ± 1.4 mm, media \pm e. e.), a pesar de que fue la especie que tuvo el diámetro inicial más bajo (3.54 ± 0.06 mm). En *L. leucocephala* el incremento promedio fue de 3.73 ± 0.1 mm, y finalmente en *L. divaricatum* se registró el incremento más bajo, de 1.53 ± 0.4 mm (Figura 6).

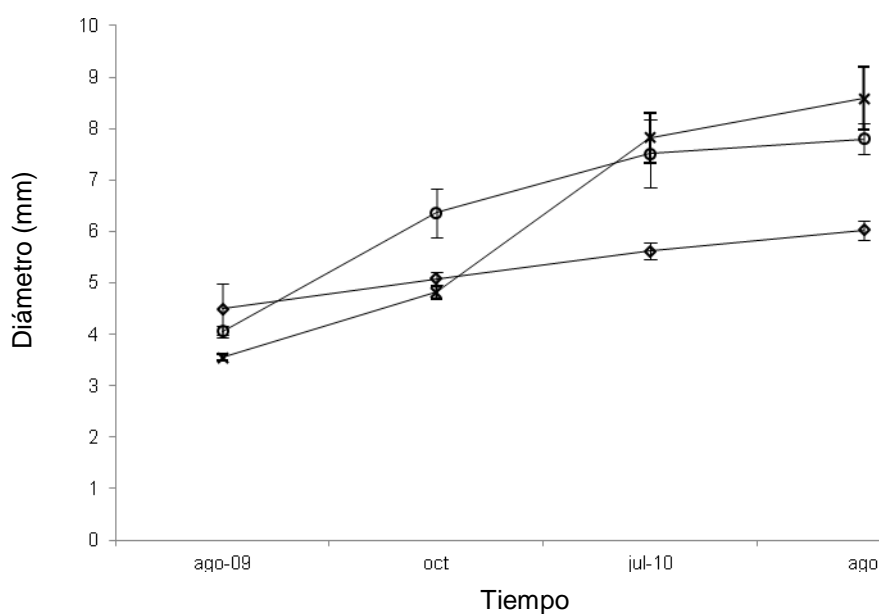


Figura 6. Diámetro basal promedio de plantas de *D. viscosa* —x—, *L. leucocephala* —o— y *L. divaricatum* —d— entre agosto de 2009 y agosto de 2010 en la ERT.

Con respecto a la altura, también se registró el mayor incremento promedio en *D. viscosa* (33 ± 8.7 cm); en las otras dos especies esta cifra fue menor (5.43 cm \pm 1.3 en *L. leucocephala* y 5.06 ± 1.2 en *L. divaricatum*; Figura 7).

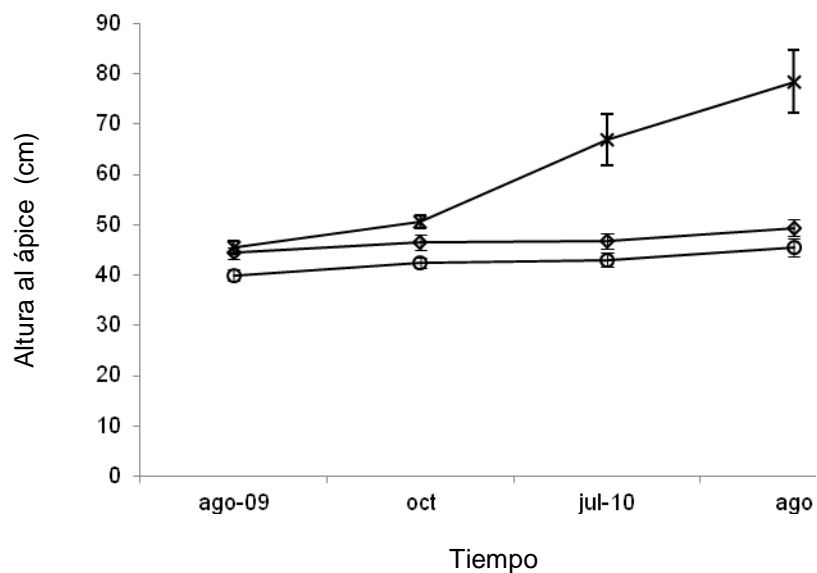


Figura 7. Altura promedio de *D. viscosa* × , *L. leucocephala* o y *L. divaricatum* ◊ entre agosto de 2009 y agosto de 2010 en la ERT.

Un patrón similar se presentó en la cobertura, que sólo presentó un incremento significativo en *D. viscosa*, especie que también registró la mayor cobertura final, aunque con una alta variabilidad (Figura 8). En *L. leucocephala* y *L. divaricatum* la cobertura disminuyó luego de un año, y el decremento más notable se presentó en la primera especie, cuyo valor promedio final fue de $104.57 \text{ cm}^2 (\pm 14.5)$, menos de la mitad que el inicial ($392.43 \pm 23.3 \text{ cm}^2$).

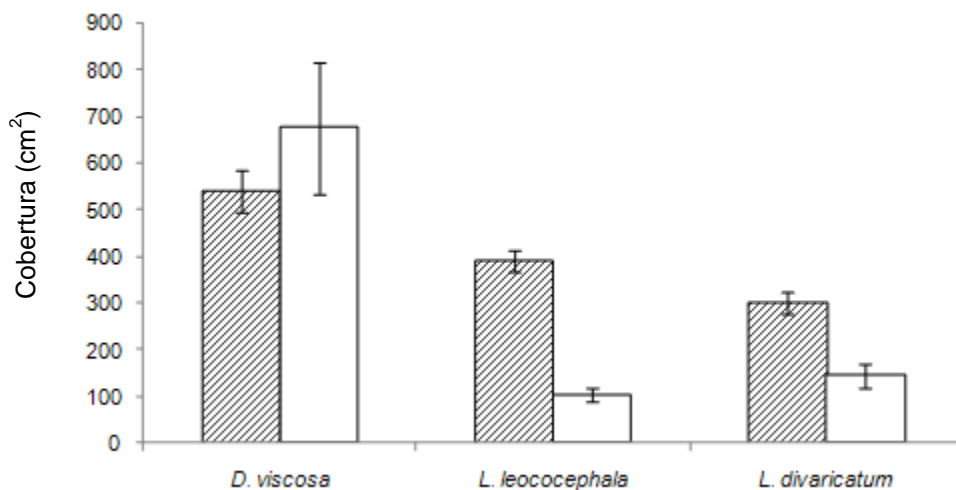


Figura 8. Cobertura de la copa (promedio \pm e. e.) de las tres especies de estudio en la ERT. Valor inicial \square (agosto de 2009) y final \square (agosto de 2010).

Los resultados de los modelos lineales de efectos mixtos, con los que se analizó el efecto de los pastos en la tasa de crecimiento relativo (en diámetro y altura), de cada especie se muestran en el cuadro 1.

Cuadro 1. Resultados del análisis de modelos lineales de efectos mixtos del efecto de los tratamientos en las tasas relativas de crecimiento (TRC) de cada especie

		<i>D. viscosa</i>		<i>L. divaricatum</i>		<i>L. leucocephala</i>	
		Herbicida	Roza	Herbicida	Roza	Herbicida	Roza
TRC Diám.	t	-0.29	-0.20	1.05	1.63	-.138	-1.40
	P	0.81	0.85	0.40	0.24	0.30	0.29
TRC Alt.	t	-1.10	-0.88	-0.12	-.014	-.078	-1.24
	P	0.47	0.47	0.91	0.40	0.51	0.34

Como puede verse, en ninguna especie se presentaron efectos significativos de los tratamientos en las tasas relativas de crecimiento. En el caso de *D. viscosa*, el bajo número de plantas sobrevivientes al final del periodo en el tratamiento de roza (N = 4) limitó los alcances del análisis. En la Figura 8 A puede observarse que en esta especie la TRC en diámetro fue muy similar en todos los tratamientos, mientras que la TRC en altura (Figura 9 B) fue mayor en el control que en los dos tratamientos; sin embargo la variación fue muy grande, especialmente en el tratamiento de roza.

En *L. leucocephala* la TRC (tanto en diámetro como en altura), fue ligeramente mayor en el control que en los dos tratamientos de eliminación (Figura 9 A y B). Los valores de la TRC en diámetro fueron siempre positivos, mientras que en algunas plantas se registraron valores negativos en la TRC en altura debido a que el ápice se secó o rompió, por lo que al final del periodo eran más pequeñas. Nuevamente el tamaño de muestra para el tratamiento de roza fue muy bajo (N = 6), lo que limitó el análisis.

En *L. divaricatum* la TRC en diámetro fue ligeramente menor en el control que en el tratamiento de roza (Figura 9 A), sin diferencias significativas, mientras que la TRC en altura fue similar en los tratamientos control y herbicida; el valor promedio fue más bajo en el de roza, pero nuevamente con una gran variabilidad por la pérdida del ápice en algunas plantas (Figura 9 B).

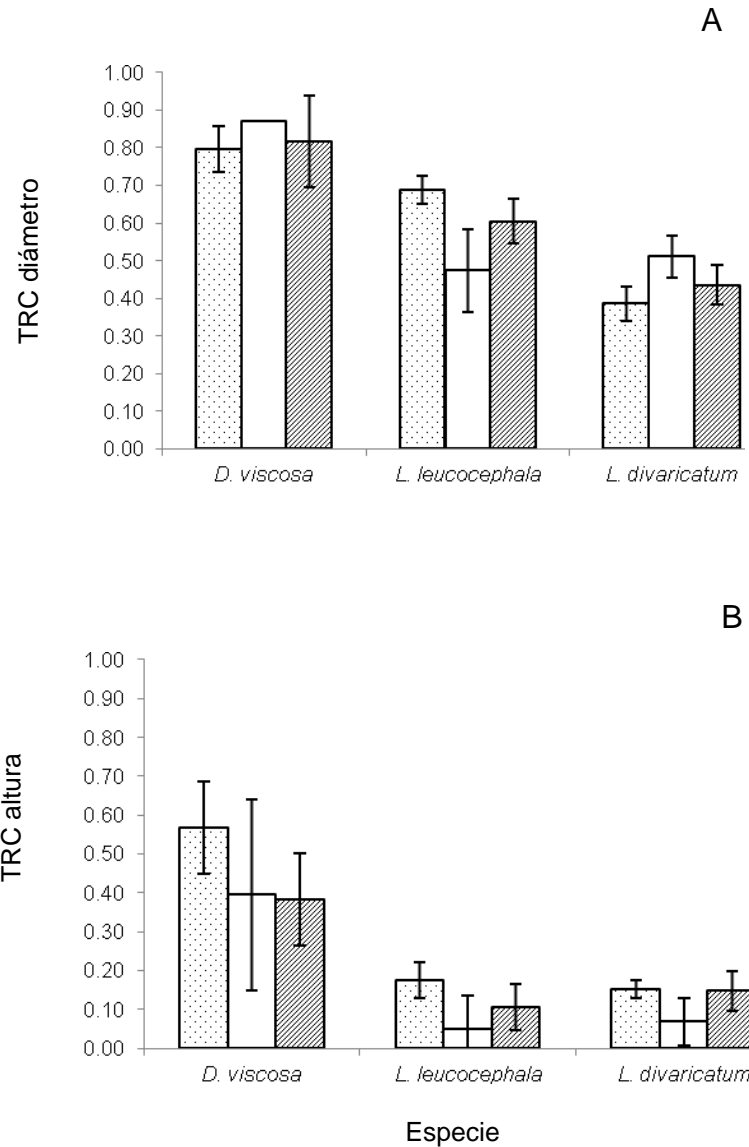


Figura 9. Tasa relativa de crecimiento (promedio \pm e. e.) en (A) diámetro ($\text{mm mm}^{-1} \text{año}^{-1}$) y (B) altura ($\text{cm cm}^{-1} \text{año}^{-1}$) de planta de tres especies en los tratamientos: control □, roza □ y herbicida ▨ en la ERT.

En las ecuaciones alométricas realizadas con el fin de detectar si se modificaban las relaciones entre altura y diámetro de las plantas introducidas debido a la presencia de pastos, se esperaba que esta relación tuviera una pendiente mayor en las plantas del grupo control (que se alargarían para evitar la sombra provocada por los pastos), que en los dos tratamientos de eliminación. Sin

embargo, no se encontraron diferencias importantes entre tratamientos, y en *D. viscosa* el tamaño de muestra final impidió realizar comparaciones entre ellos.

Algunas observaciones realizadas durante el seguimiento de la plantación mostraron que la herbivoría por insectos es importante, y podría afectar el desempeño de las plantas, particularmente su crecimiento. Por ello, durante el último censo (agosto de 2010), se registró la herbivoría, considerando cinco categorías (ver métodos). Con estos datos se compararon los niveles de herbivoría en las plantas de distintos tratamientos, mediante pruebas de Kruskal-Wallis.

En *D. viscosa* todas las plantas presentaron herbivoría, pero una alta proporción correspondió a herbivoría moderada (69% de las plantas en la categoría 1; Figura 10). Los principales herbívoros que consumen el follaje de esta especie son los chapulines (*Sphenarium purpurascens*), cuya presencia es más notable en la temporada de lluvias, mientras que en la temporada de secas cobran importancia las hormigas, que remueven las hojas. La prueba Kruskal-Wallis mostró diferencias marginalmente significativas en los niveles de herbivoría entre tratamientos ($H_{(2, N=29)} = 5.831, P = 0.054$), pero las pruebas post-hoc no pudieron establecer diferencias entre los rangos promedio asociados a los tratamientos. Sin embargo, puede observarse una tendencia a que el rango promedio se incremente conforme se pasa del grupo control a los de herbicida y roza (Cuadro 2).

Esta tendencia también se observa en las otras dos especies de estudio, en las cuales las diferencias en los niveles de herbivoría entre tratamientos fueron significativas. En *L. leucocephala* ($H_{(2, N=66)} = 7.008, P = 0.030$), se presentó un nivel de herbivoría significativamente menor en el grupo control que en el de roza (Cuadro 2). Esta especie presentó la mayor proporción de plantas severamente defoliadas (Figura 10), lo que probablemente se debe a que las hormigas remueven los folíolos, y las plantas que son encontradas por las hormigas se quedan sin follaje, mientras que las que no son detectadas lo conservan.

En *L. divaricatum* también se encontraron diferencias significativas en los niveles de herbivoría entre tratamientos ($H_{(2, N=57)} = 9.987, P = 0.0068$); las pruebas post-hoc mostraron que los tratamientos control y roza difirieron significativamente ($P = 0.013$). Puede observarse la misma tendencia que en las otras especies: los rangos promedio de herbivoría se incrementaron al pasar del tratamiento control al de herbicida y al de roza (Cuadro 2). En esta especie se encontraron plantas en todas las categorías de herbivoría (Figura 10).

Cuadro 2. Rangos promedio en los niveles de herbivoría de las plantas de cada tratamiento. Letras diferentes en un renglón indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Especie	Control	Herbicida	Roza
<i>D. viscosa</i>	11.78	17.73	18.75
<i>L. leucocephala</i>	29.15a	35.33	50.25c
<i>L. divaricatum</i>	20.55a	32.92	35.79c

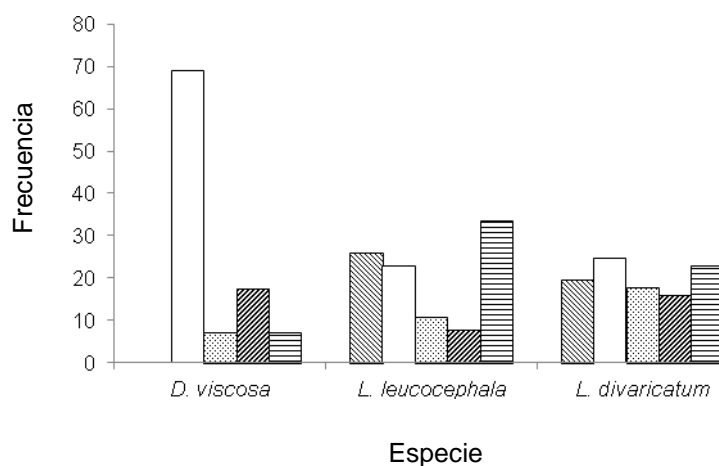


Figura 10. Porcentaje de herbivoría en *D. viscosa*, *L. leucocephala* y *L. divaricatum*.

0% , 1-25% , 26-50% , 51-75%  y 76-100% .

5. Discusión

Dos de las especies introducidas para la restauración del pastizal (*L. leucocephala* y *L. divaricatum*) mostraron porcentajes de supervivencia similares a los reportados en estudios previos realizados en la estación (Cuadro 3). En *D. viscosa* la supervivencia fue menor, pero aún así fue aceptable si se considera que el patrón de lluvias usual se modificó mucho durante 2009, ya que las lluvias iniciaron hasta agosto (y no en junio, que es lo normal) y fueron muy inferiores al promedio anual de la zona (Flores-Ramírez, 2011). Con base en estos resultados las tres especies son adecuadas para establecer plantaciones de restauración en la zona, ya que ensayos previos realizados en la ERT con otras especies arbóreas han reportado porcentajes de supervivencia mucho más bajos (Tobón-Niedfeldt, 2005; Ulloa-Nieto, 2006; Ayala-García 2008; Castellanos-Castro y Bonfil, 2010; Díaz-Martín, 2010).

Cuadro 3. Supervivencia de las especies de estudio en diversos estudios realizados en la ERT.

Especie	Supervivencia (%)		Fuente
	Presente estudio	Anteriores estudios	
<i>D. viscosa</i>	27.6%	45-74%	Ulloa-Nieto 2006, Morales-Reyes 2010,
<i>L. leucocephala</i>	61%	54-86%	Ayala-García, 2008, Morales-Reyes 2010
<i>L. divaricatum</i>	54.2%	64%	Morales-Reyes 2010

En general los incrementos en todas las variables de crecimiento fueron mayores en *D. viscosa*, que registró una supervivencia relativamente baja pero un crecimiento importante, y fue la única especie cuya cobertura de la copa se incrementó después de un año. El decremento en la cobertura de las otras dos especies se debió al marchitamiento y caída de las hojas, pero en *L. leucocephala*

también estuvo asociado a la remoción de los folíolos por hormigas, que es frecuente (observación personal). El incremento en el diámetro basal suele ser una medida relevante de crecimiento en muchas especies forestales (o una variable muy cercana a ésta, el root collar-diameter; Wilson y Jacobs, 2006), y también fue mayor en *D. viscosa*, mientras que registró un valor intermedio en *L. leucocephala* y fue mínimo en *L. divaricatum*. Sin embargo, los datos de supervivencia y crecimiento combinados de estas últimas especies fueron satisfactorios. En otras plantaciones establecidas en la estación se han registrado decrementos en la altura y la cobertura un año después del trasplante (Ulloa, 2006; Castellanos-Castro y Bonfil, 2010; Morales, 2010), que no se presentaron en este caso.

Los resultados obtenidos en los tratamientos experimentales de remoción de los pastos no fueron los esperados, ya que esperábamos encontrar diferencias significativas en las variables de respuesta entre el tratamiento control por un lado, y los dos tratamientos de eliminación, en los que se evitó o disminuyó la competencia, por el otro. Se partió del supuesto de que la competencia sería intensa dado que la altura promedio de los pastos y de las plantas introducidas era similar al inicio del experimento, y a que las raíces competirían por un recurso escaso (el agua) durante la temporada seca. Sin embargo no fue así, y en general los resultados apuntan a que la presencia de pastos resultó positiva –dada la mayor supervivencia en el grupo control en dos de las tres especies de estudio– o neutra (no afectó la supervivencia de *L. divaricatum*).

Los tratamientos experimentales no tuvieron un efecto significativo en el crecimiento de ninguna de las especies de estudio. La gran varianza en los valores de las variables de crecimiento al interior de los tratamientos (que se incrementó con el paso del tiempo en las tres especies), probablemente dificultó la detección de diferencias significativas. Suponemos que esta alta variabilidad se debe a que el micrositio en que se establece cada planta tiene un gran impacto en su posterior supervivencia y crecimiento, pues al hacer las cepas se pudo

observar una gran variación en la profundidad y la textura del suelo, que afecta el desempeño de las plantas (Ayala-García, 2008). Es por tanto relevante registrar en futuros estudios las características del suelo en cada cepa y su posible efecto en el desempeño de las plantas trasplantadas. Sin embargo, creemos que para poder obtener conclusiones más sólidas respecto al efecto de los pastos en el crecimiento de distintas especies arbóreas introducidas en pastizales sujetos a restauración es necesario realizar investigaciones a más largo plazo (2-6 años).

Algunos otros estudios, al igual que el nuestro, han encontrado que los tratamientos de eliminación de pastos no tuvieron un efecto significativo en la talla final de las plantas, pero sí en la supervivencia (García-Orth, 2008). Sin embargo, los resultados de esta interacción parecen depender mucho del contexto y el momento en que se da la interacción y de las especies involucradas, ya que algunos autores han reportado que la competencia con pastos impide el establecimiento de plántulas de especies colonizadoras en pastizales abandonados (Holl *et al.*, 2000), y que cuando se eliminan los pastos se favorece el establecimiento de las plantas de especies arbóreas (Andrés *et al.*, 2011; Thaxton *et al.*, 2011). Sin embargo, también hay reportes de que la eliminación de pastos no influye significativamente en la supervivencia de las plantas leñosas (Zimmerman *et al.*, 2000) o cambia de acuerdo con la especie o la temporada en que se realice (Román, 2007). En *Prosopis glandulosa* no se encontró un efecto significativo de cortar el pasto en el crecimiento, pero éste se incrementó cuando se aplicó herbicida (Simmons *et al.*, 2007). Otros autores que han evaluado únicamente el efecto de la eliminación manual del pasto han encontrado que las plantas responden con un mayor aumento en la biomasa o incrementos en diversas variables de tamaño (Andrés *et al.*, 2011; Román *et al.*, 2007).

Se ha reportado que los pastos reducen la temperatura y la intensidad de la luz al nivel del suelo (Holl, 1999), lo que podría significar también una menor evaporación del agua contenida en el suelo y una mayor supervivencia de las plantas leñosas. Sin embargo, nuestras observaciones y resultados nos llevan a

plantear que, además de que el pasto no representó una competencia fuerte para las plantas introducidas, probablemente tuvo un efecto de facilitación indirecto, al ofrecer cierta protección a las plantas contra los herbívoros (Anthelme y Michalet, 2009).

Al momento de eliminar el pasto en la mitad de cada bloque (ver métodos) pudimos observar que las plantas introducidas se hacían más visibles y eran atacadas por insectos herbívoros, en especial chapulines, abundantes entre agosto y octubre. Esto pudo haber sucedido también con las hormigas, que con frecuencia remueven las hojas de *L. leucocephala* y de *D. viscosa*. En los bloques con pasto (control) las plantas eran más difíciles de detectar visualmente y probablemente esto contribuyó a que fueran atacadas con menor intensidad. Esto significaría que los pastos tienen un efecto facilitador en el establecimiento de las especies arbóreas. Este tipo de interacciones positivas han recibido menos atención en la teoría ecológica que las negativas, en especial la competencia y la depredación (Bruno *et al.*, 2003).

En el único registro que se hizo de la herbivoría (julio 2010) se confirmó que las plantas que se encontraban bajo la cobertura de pastos fueron menos atacadas que aquéllas en el tratamiento de roza en al menos dos de las especies de estudio. Otros autores han mostrado la gran influencia que los herbívoros tienen en el desempeño de las plantas, ya sea evaluado a través de la supervivencia, el crecimiento o la producción de flores. Se ha propuesto que las comunidades de plantas en sitios con pocos recursos a menudo están estructuradas por la perturbación, la herbivoría y el estrés, más que por la competencia por recursos (Huston, 1994).

Es posible, por tanto, que en la zona de estudio la herbivoría sea un filtro mayor que la competencia para el establecimiento de especies arbóreas una vez que se ha excluido al ganado. Aunque parciales, los resultados del presente trabajo apoyan la conclusión de que los pastos no representan una barrera

importante para el establecimiento de plantas trasplantadas con fines de restauración, que por lo general tienen una edad mayor a seis meses y ya tienen tejidos lignificados, lo que les confiere cierta resistencia mecánica. Es posible que en plantas más pequeñas el resultado sea distinto.

Otros estudios han señalado que la herbivoría es un filtro importante durante la restauración. En bosques tropicales de la Amazonia oriental se ha reportado que las hormigas arrieras (*Atta sexdens*) limitan la supervivencia y el crecimiento de plántulas en pastizales abandonados hasta en un 80% (Nepstad *et al.*, 1996). De acuerdo con Gonzales y Arcese (2008), la herbivoría limita el establecimiento y supervivencia de especies nativas y puede ser más importante que la competencia. Sin embargo, en la mayoría de los estudios publicados los herbívoros más importantes son mamíferos, generalmente conejos o ungulados (Holl y Quiros-Nietzen, 1999; Anthelme y Michalet, 2009; Gonzales y Arcese, 2008), que en este caso no tuvieron una presencia importante.

Corcket *et al.* (2003) reportaron que los saltamontes consumen más el tejido de las plantas de *Brachypodium pinnatum* cuando se encuentran aisladas que cuando no se eliminan los pastos de su vecindad, probablemente porque son más fáciles de localizar y se crea un microambiente favorable para el forrajeo de estos insectos. Estos autores hacen notar que la herbivoría por insectos puede ser un factor de confusión en muchos experimentos de eliminación diseñados para evaluar el efecto de la competencia. Es muy probable que algo similar haya sucedido en nuestro caso, por lo que nos parece relevante tomar en cuenta la sugerencia de los autores, es decir que al estudiar los efectos de interacciones como la competencia y la herbivoría se tomen en cuenta los efectos indirectos que se deben a los claros que se crean experimentalmente.

No resulta evidente establecer por qué en el tratamiento en que se usó herbicida la supervivencia fue alta y similar a la del grupo control, por lo que es necesario plantear algunas ideas sobre los mecanismos que podrían estar

implicados. Es posible que el herbicida haya tenido un efecto disuasivo para los insectos, por su aroma o alguna acción antagonista contra los mismos, lo que habría disminuido los niveles de ataque. Entre los componentes del herbicida utilizado (Faena), se encuentra el glifosato, el cual tiene una débil actividad insecticida. Se ha encontrado que los áfidos (*Aphis fabae*), bajo una dieta artificial suplementada con glifosato, tienden a escapar de la envoltura en la cual fueron colocados o mueren entre el segundo y el cuarto día de estar sujetos a esta dieta (Lipok, 2009). Otro estudio evaluó el efecto de un herbicida con glifosato en algunos atributos biológicos de una araña (*Alpaida veniliae*), y encontró que no tiene un efecto letal directo, pero sí efectos negativos en el consumo de presas, la construcción de redes, la fecundidad y el tiempo de desarrollo de la progenie (Benamú *et al.*, 2010). Estos datos apuntan a que es probable que la supervivencia fuera más alta en las plantas con herbicida porque los herbívoros no se acercaran a ellas o su desempeño se viera afectado, al menos durante cierto periodo después de su aplicación. Sin embargo, diversos reportes señalan que el glifosato tiene un efecto tóxico y afecta la salud humana y la relación suelo-planta (GMFreeze y Greenpeace, 2011), y obtenerlo representa un costo adicional, por lo que no se recomienda su uso en las plantaciones de restauración de la zona.

Los resultados del presente estudio son muy relevantes para el programa de restauración de los terrenos de la Estación del Tembembe, pues dado que la presencia de pastos no representa una barrera para el establecimiento de las plantas de las tres especies estudiadas, no es necesario eliminarlos. Permiten hacer una recomendación práctica para futuras plantaciones en la zona, que derivará en un ahorro de recursos económicos y una menor inversión de trabajo (es decir, un menor esfuerzo de restauración *sensu* Hobbs y Norton, 1996). Debe considerarse que al momento de establecer la plantación los pastos eran densos, pues se había excluido al ganado un año antes, y tenían una altura promedio de alrededor de 45 cm, similar o ligeramente superior a la de dos de las tres especies usadas (*L. divaricatum* y *L. leucocephala*). En este pastizal domina la gramínea *Paspalum notatum*, que crece en manchones muy densos (Sánchez-Battenberg,

comunicación personal). Dada la presencia extensiva de pastizales inducidos en la región norponiente de Morelos, es de esperarse que estos resultados sean aplicables en los diversos proyectos de restauración o de establecimiento de plantaciones productivas que se desarrollen en dicha región.

A pesar de la degradación de los suelos y la vegetación de la ERT, las tres especies utilizadas en el estudio tuvieron un buen desempeño, lo que en el caso de *L. leucocephala* se debe a que se presenta tanto en bosques primarios como secundarios, y puede crecer en suelos erosionados, como los de la estación (Ayala-García, 2008; CONAFOR, 2010b); su capacidad de establecerse en suelos pobres en nutrientes se ha relacionado la presencia de nódulos de bacterias fijadoras de nitrógeno en sus raíces. Se ha mostrado que en Puerto Rico (en donde es una especie exótica), tiende a dominar en bosques subtropicales debido a su baja mortalidad en épocas de sequía, a su alta tasa de crecimiento, y a que puede rebrotar después del fuego; también se ha visto que permite el establecimiento bajo su copa de otras especies arbóreas nativas (Wolfe y Van Bloem, 2012). Es además bien valorada por las comunidades rurales locales. En conjunto, estas características la hacen muy recomendable para futuras plantaciones de restauración en Morelos.

El buen desempeño de *L. divaricatum* probablemente se debe a que puede establecerse en pendientes abruptas, como las de la estación de restauración, y al igual que *L. leucocephala* presenta una asociación simbiótica con bacterias fijadoras de nitrógeno, lo que le permite establecerse en suelos pobres en nutrientes. Entre las ventajas de utilizar esta especie se ha reportado que favorece la regeneración de otras especies en su vecindad (Parrotta *et al.*, 1997). Es también valorada por su madera.

Aunque *D. viscosa* fue la especie con la menor supervivencia, es una especie pionera común en terrenos degradados (CONABIO, 2010), que controla y restaura el suelo, ya que tiene la capacidad de desarrollar micorrizas. Se

recomienda trasplantarla en sitios inclinadas, para evitar su anegamiento, pues aunque se ha afirmado que tolera el anegamiento, en este contexto resulta un factor importante de mortalidad inicial, (Ulloa-Nieto, 2006).

Los resultados obtenidos en este estudio tienen relevancia para la planeación de los trabajos de restauración y reforestación de sitios degradados de BTS en el NO de Morelos, ya que permitirán un ahorro de recursos y trabajo a los pobladores locales, por lo que resulta recomendable darlos a conocer a los ejidatarios y comuneros de la zona, así como a las autoridades, en especial de la CONAFOR, dependencia encargada de financiar este tipo de labores.

6. Literatura citada

- Aide, T. M. y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Ecological Restoration* 2: 219-229.
- Alavez-Vargas, M. 2010. El paisaje histórico como referencia para la restauración ecológica de Cuentepec, una comunidad nahua de Morelos. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Andrés, P., C. Salgado y J. M. Espelta. 2011. Optimizing nursery and plantation methods to grow *Cedrela odorata* seedlings in tropical dry agroecosystems. *Agroforestry Systems* 83: 225-234.
- Anthelme, F. y R. Michalet. 2009. Grass-to-tree facilitation in an arid grazed environment (Air Mountains, Sahara). *Basic and Applied Ecology* 10: 437-466.
- Ayala-García F. 2008. Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración “Barranca del río Tembembe”, Morelos, México. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Baer, S. G., J. M. Blair, S. L. Collins y A. K. Knapp. 2004. Plant community responses to resource availability and heterogeneity during restoration. *Oecologia* 139: 617-629.
- Benamú, M. A., M. I. Schneider y N. E. Sánchez. 2010. Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of *Alpaida veniliae* (Araneae, Araneidae), in laboratory. *Chemosphere* 78: 871–876.

- Benítez-Malvido, J., M. Martínez-Ramos y E. Ceccon. 2001. Seed rain vs. seed bank, and the effect of vegetation cover on the recruitment of tree seedlings in tropical sucesional vegetation. En: Gottsberger F. y S. Liede (Eds.). *Life forms and Dynamics in tropical forests*, pp: 185-203. J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Berlin.
- Bonfil, C., I. Trejo y R. García-Barrios. 2004. The experimental station “Barrancas del Río Tembembe” for ecological restoration in NW Morelos, México. En: Proceedings 16th Annual Conference of the Society for Ecological Restoration. Victoria, British Columbia, Canadá. 23-27 de agosto 2004 (versión electrónica).
- Bonfil, C., W. Tobón, J. Ulloa, J. García y R. García. 2009. La restauración ecológica de bosques tropicales secos: el caso de la Barranca del río Tembembe, Morelos (México). *Boletín divulgativo de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica* 3: 2-5.
- Bruno, J. F., J. J. Stachowicz y M. D. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 119-125.
- Camacho-Rico, R. 2004. Estructura y composición de la vegetación del fondo de la Barranca del Río Tembembe, Morelos, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Castellanos-Castro, C. y C. Bonfil. 2010. Establecimiento y crecimiento inicial de estacas de tres especies de *Bursera* Jacq. ex L. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1: 93-108.
- Chapman, C. A., L. J. Chapman, A. Zanne y M. A. Burgess. 2002. Does weeding promote regeneration of an indigenous tree community in felled pine plantations? *Restoration Ecology* 10: 408–41.

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. UNAM, SEMARNAP, Pronare. México.

CETENAL (Comisión de estudios del territorio Nacional). 1976. Carta Edafológica 1:50,000 Tenancingo. México, D.F.

CONAFOR. 2010a. Descripción de *Dodonea viscosa*. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/secciones/reforestacion/Fichas%20Tecnicas/Dodonea%20viscosa%20.pdf> (Consultado en septiembre 2010).

CONAFOR. 2010b. Descripción de *Leucaena Leucocephala*. Disponible en: http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/secciones/usos/UsosPDF.php?especieURL=Leucaenaleucocephala (Consultado en abril 2012).

CONABIO. 2010. Descripción de *Leucaena Leucocephala*. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/sapindaceae/dodonea-viscosa/fichas/ficha.htm#6> (Consultado en abril 2012).

Connell, J. H y R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111:1119-1144.

Corcket, E., R. M. Callaway y R. Michalet. 2003. Insect herbivory and grass competition in a calcareous grassland: results from a plant removal experiment. *Acta Oecologica* 24: 139-146.

Coxt, R. D. y E. B. Allen. 2008. Stability of exotic annual grasses following restoration efforts in southern California coastal sage scrub. *Journal of Applied Ecology* 45: 495-504.

- D'Antonio, C. y L. A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703–713.
- Díaz-Martín, R. 2010. Evaluación del desempeño de plántulas y estacas de dos especies de *Bursera* en la restauración de sitios perturbados del noroeste de Morelos. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- FAO. 2007. Ganadería y deforestación. Políticas Pecuarias 03. Subdirección de Información Ganadera y de Análisis y política del sector. Dirección de producción y sanidad Animal. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0262s/a0262s00.pdf> (Consultado en noviembre 2009).
- Flores-Ramírez, E. 2011. Aspectos biológicos e implicaciones sociales de la reproducción por estacas de *Spondias purpurea* en la estación de restauración ambiental barrancas del río Tembembe, Morelos. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- García-Flores, J. 2008. Diagnóstico ambiental de las unidades naturales de la estación de restauración ecológica “Barrancas del Río Tembembe”, con fines de restauración. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- García-Orth, X. 2008. Ecología de la regeneración natural en campos abandonados: fronteras de colonización en la vecindad de árboles aislados. Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. México, Morelia.

- García-Orth, X. y M. Martínez-Ramos. 2009. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. *Restoration Ecology* 19: 24-34.
- Gasque M. y P. García-Fayos. 2004. Interaction between *Stipa tenacissima* and *Pinus halepensis*: consequences for restotation and the dynamics of grass steppes in semi-arid Mediterranean areas. *Forest and Management* 189: 251-261.
- Gómez, A. 2003. Caracterización del medio físico de la cuenca del río Tembembe empleando sistemas de información geográfica (SIG cuencas). Disponible en: <http://selper.uabc.mx/Publicacio/Cong11/extenso42.doc> (Consultado en marzo 2009).
- González-Díaz, G. 2002. Restauración de la selva baja caducifolia de la reserva de la biosfera Chamela-Cuxmala, Jalisco: un enfoque experimental usando comunidades sintéticas. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Gonzales, E. K. y P. Arcese. 2008. Herbivory more limiting than competition on early and established native plants in an invaded meadow. *Ecology* 89: 3282-3289.
- GM Freeze and Greenpeace. 2011. Herbicide tolerance and GM crops. Why the world should be ready to round up glyphosate. Executive summary & report. Greenpeace Research Laboratories. Technical Note 03/2011. Greenpeace International, The Netherlands.
- Guízar, E. y A. Sánchez. 1991. Guía para el reconocimiento de los principales árboles del alto Balsas. Universidad Autónoma Chapingo, México.

- Habte, M. y A. Manjunath. 1987. Soil solution phosphorus status and micorrhizal dependency in *Leucaena leucocephala*. *Microbiology* 53: 799-801.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93- 110.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. *Biotropica* 31:229-242.
- Holl, K. D. y E. Quiros-Nietzen. 1999. The effect of rabbit herbivory on reforestation of an abandoned pasture in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 87: 391-395.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin y I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339–349.
- Hooper, E., P. Legendre y R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration or deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42: 1165-1174.
- Hunt, R. 1982. Plant growth analysis. Natural Environment Research Council. London.
- Huston, M. A. 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, New York.
- Kramer, E. A. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forest. En: Lawrence W.F. y R.G. Bierregaard (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, pp: 386-399. Chicago University Press. Chicago.

- Lamb, D., P. D. Erskine y J. A. Parrota. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.
- Lipok, J. 2009. Dual action of phosphonate herbicides in plants affected by herbivore—model study on black bean aphid *Aphis fabae* rearing on broad bean *Vicia faba* plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 1701–1706.
- Martínez-Ramos, M. y X. García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración ecológica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, suplemento 80:69-84.
- Masters, R. A. y S. J. Nissen. 1998. Revegetating leafy spurge (*Euphorbia esula*)-infested rangeland with native tall grasses. *Weed Technology* 12:381–390.
- Miles, L., A. C. Newton, R. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491–505.
- Mooney, H. A., S. H. Bullock y E. Medina. 1995. Introduction. En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*, pp: 1-8. Cambridge University Press. Cambridge.
- Morales-Reyes, A. 2010. Selección de especies de selva baja caducifolia para la restauración de un área degradada en la cuenca del río Tembembe en Morelos, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review Ecology and Systematics* 17: 67-88.

- Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira y J. M. Cardoso Da Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pastures and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76: 25-39.
- Núñez-Cruz, M. 2012. Evaluación de dos técnicas de restauración para el establecimiento de tres especies arbóreas del bosque tropical seco de Morelos, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Ortega-Pieck, A., F. López-Barrera, N. Ramírez-Marcial y J. G. García-Franco. 2011. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management* 261: 1336-1343.
- Parrotta, J. A. 1992. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit Leucaena, tantan. SO-ITFSM-52. New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Parrotta, J. A. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:1-19.
- Parrotta, J. A. 1999. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Causarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 124: 45-77.
- Piña-Covarrubias, E. 2005. Análisis de la estructura y la composición de la Selva Baja Caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

- Plath, M., K. Mody, C. Potvin y S. Dorn. 2011. Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory. *Forest Ecology and Management* 261: 741–750.
- Portillo-Quintero, C. A. y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143: 144-155.
- Román, F., S. Levy, H. Perales, N. Ramírez, D. Douterlungne y S. López. 2007. Establecimiento de seis especies arbóreas nativas en un pastizal degradado en la selva lacandona, Chiapas, México. *Ecología Aplicada* 6: 1-8.
- R Development Core Team. 2005. R: A language and environment for statistical computing, reference index version 2.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- Rzedowski, J., 1990. Vegetación Potencial. Atlas Nacional de México, Sección Naturaleza. Hoja IV.8.2, Vol II. Mapa escala: 1:4,000 000. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Rzedowski, J., 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerógama de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.
- Siemann, E. y W. E. Rogers. 2003. Changes in light and nitrogen availability under pioneer trees may indirectly facilitate tree invasions of grasslands. *Journal of Ecology* 91: 923-931.

Simmons, M. T., S. R. Archer, R. J. Ansley y W. R. Teague. 2007. Grass effects on tree (*Prosopis glandulosa*) growth in a temperate Savanna. *Journal of Arid Environments* 69: 212-227.

Statistica. 1991. Statsoft.

Sternberg, M., D. Avinoam y I. Noy-Meir. 2001. Effects of clearing and herbicide treatments on coniferous seedling establishment and growth in newly planted Mediterranean forests. *Forest Ecology and Management* 148: 179-184.

Thaxton, J. M., S. Cordell, R. J. Cabin y D. R. Sandquist. 2011. Non-native grass removal and shade increase soil moisture and seedling performance during Hawaiian dry forest restoration. *Restoration Ecology*, first published on line: 28 June 2011.

Trejo, I. y J. Hernández. 1996. Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas Boletín*, especial 5: 11-18.

Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.

Tobón-Niedfeldt, W. 2005. Evaluación de crecimiento y establecimiento de plántulas de *Conzattia multiflora* para la restauración de las selvas bajas de Morelos. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Ulloa-Nieto, J. A. 2006. Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente útiles para la restauración de pastizales

degradados de NO de Morelos. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Wilson, B. C. y D. F. Jacobs. 2006. Quality assessment of temperate zone deciduous hardwood seedlings. *New Forests* 31: 417-433.

Wolfe, B. T y S. J. Van Bloem. 2012. Subtropical dry forest regeneration in grass-invaded areas of Puerto Rico: Understanding why *Leucaena leucocephala* dominates and native species fail. *Forest Ecology and Management* 267: 253-261.

Yates, C. J., D. A. Norton y R. J. Hobbs. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology* 25: 36–47.

Zamora, R., P. García-Fayos, y L. Gómez-Aparicio. 2004. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares, F. (Eds.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, pp: 371-393. EGRAF. Madrid.

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