



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Establecimiento inicial de *Bursera copallifera*
en tres sitios con diferente grado de perturbación.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A :

BRUNO ARTURO BARRALES ALCALÁ

DIRECTORA DE TESIS:

Dra. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS



FACULTAD DE CIENCIAS
UNAM

2009



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.

Hoja de Datos del Jurado

<p>1. Datos del alumno Barrales Alcalá Bruno Arturo 56-18-21-80 Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Biología 09904395-5</p>
<p>2. Datos del tutor Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders</p>
<p>3. Datos del sinodal 1 Dr. Héctor Mario Benavides Meza</p>
<p>4. Datos del sinodal 2 Dra. Eliane Ceccon</p>
<p>5. Datos del sinodal 3 Dr. Lauro López Mata</p>
<p>6. Datos del sinodal 4 Dra. Mariana Hernández Apolinar</p>
<p>7. Datos del trabajo escrito. Establecimiento inicial de <i>Bursera copallifera</i> en tres sitios con diferente grado de perturbación 43 p 2009</p>

Índice

Resumen	3
1. Introducción	4
1.1 Presentación del trabajo	4
1.2 Deforestación y deterioro del bosque tropical caducifolio en México y en Morelos	5
1.3 Restauración del bosque tropical caducifolio	6
1.4 Regeneración natural y sucesión	7
1.4.1 Producción, dispersión y germinación de semillas	10
1.4.2 Establecimiento de plántulas	12
2. Objetivos	14
3. Métodos	15
3.1 Zona de Estudio	15
3.2 Descripción de la especie	18
3.3 Germinación en invernadero	18
3.4 Germinación en campo	19
3.5 Emergencia en campo	19
3.6 Establecimiento y supervivencia inicial	20
3.7 Análisis de datos	21
4. Resultados	22
4.1 Germinación en invernadero	22
4.2 Germinación en campo	24
4.3 Emergencia de plántulas en el campo	25
4.4 Condiciones ambientales de los sitios	25

4.5 Establecimiento y supervivencia inicial	26
5. Discusión	28
6. Conclusiones	33
Bibliografía	35

Resumen

El bosque tropical caducifolio (BTC), es uno de los ecosistemas tropicales más amenazados del mundo. En el estado de Morelos el BTC ha sufrido reducciones importantes en su área, por lo que el bosque intacto es muy escaso. La desaparición del BTC y el deterioro que sufren las áreas donde aún se mantiene hacen necesario el estudio de la regeneración natural de las especies que componen dichos ecosistemas.

En este contexto se analizaron algunos aspectos de la regeneración natural de *Bursera copallifera* en tres sitios del NO de Morelos que presentan diferentes grados de perturbación (bosque maduro, bosque secundario y pastizal inducido). Para ello, se analizó la germinación de semillas provenientes de diferentes sitios de colecta (Xochicalco, El Tepehuaje y Los Sauces, Mor.), encontrándose diferencias significativas entre procedencias, con una mayor germinación de las colectadas en Xochicalco (46.4%), que en El Tepehuaje (28.3%), o Los Sauces (17.5%). La germinación promedio fue de 36%.

En una prueba de germinación en campo (julio 2006) se enterraron 120 semillas viables por sitio (10 bolsas, 12 semillas por bolsa), y se registró la germinación un mes después. No se encontraron diferencias significativas entre sitios; la germinación promedio fue de 59.7%.

En agosto de 2006 se trasplantaron plántulas de dos meses, producidas en invernadero, en los tres sitios de estudio, con el fin de evaluar las diferencias en la supervivencia inicial. Se introdujeron 35 plántulas en el bosque maduro y en el secundario y 40 en el pastizal. Adicionalmente, se marcaron 25 plántulas establecidas naturalmente en el bosque maduro. La supervivencia fue baja (~ 6%) tanto en el bosque maduro como en el secundario; en el pastizal fue menor (2.5%). La supervivencia de las plántulas establecidas naturalmente fue nula. Los resultados permiten establecer que la producción de semillas viables y la germinación no son un impedimento para la regeneración natural de *B. copallifera*, pero la supervivencia inicial de las plántulas si representa un filtro fuerte en la regeneración.

Introducción

1.1 Introducción

Uno de los tipos de vegetación más importantes y extendidos en México y Centroamérica es el bosque tropical caducifolio (BTC; Rzedowski 1978; Burgos y Maass, 2004). En México su distribución tiene su límite norte aproximadamente a los 28° y por el sur se extiende hasta la frontera con Guatemala. Forma una franja casi continua a lo largo de la costa del Pacífico, con grandes áreas en el occidente de Jalisco y en la cuenca del río Balsas. En la vertiente del Golfo de México, su distribución es discontinua (Trejo y Dirzo, 2000). Rzedowski (1990) estima que esta vegetación cubría cerca del 60% del área total de la vegetación tropical en México, equivalente al 14% del territorio nacional (270 000 km²).

El BTC se encuentra en zonas donde el clima presenta una marcada estacionalidad (Murphy y Lugo, 1986). Durante la temporada de lluvias la vegetación tiene un follaje abundante, que pierde durante la temporada seca. Fisonómicamente, los elementos dominantes son árboles de entre 8 y 12 m de altura que se ramifican cerca de la base, pero otras formas de vida también están presentes, especialmente lianas y arbustos (Trejo y Dirzo, 2000). Es un tipo de vegetación característico de zonas con clima cálido subhúmedo o semicálido subhúmedo (con temperaturas promedio entre 18 y 29 °C); se encuentra preferentemente en zonas con una precipitación anual entre 800 y 1000 mm, así como una variabilidad altitudinal de 0 a 1500 m (y excepcionalmente hasta 2000 m; Trejo, 2005). Las comunidades vegetales del BTC son menos diversas que algunas selvas húmedas o lluviosas, pero con un mayor número de especies que algunos tipos de selvas subtropicales húmedas (Gentry, 1995). Asimismo, los BTC de México contienen una gran cantidad de endemismos, ya que cerca del 60% de las especies vegetales son exclusivas de México y representan aproximadamente el 20% de la flora mexicana (Rzedowski, 1991). Las familias con el mayor número de especies son: Leguminosae, Euphorbiaceae, Burseraceae, Cactaceae, Malpigiaceae y Anacardiaceae (Trejo, 1998).

El género *Bursera* tiene una distribución tropical y subtropical. Está constituido por cerca de 100 especies, de las cuales alrededor del 80% son endémicas a México. Éstas suelen ser componentes arbustivos y arbóreos importantes de los bosques tropicales caducifolios de la vertiente del Pacífico mexicano. Resalta su distribución en la Depresión del Balsas, ya que ahí se localizan 48 de las 80 especies de *Bursera* reportadas para México (Rzedowski y Kruse, 1979). En términos ecológicos, este género es de suma importancia, ya que las especies de *Bursera* son elementos dominantes o codominantes en bosque maduros. Por otra parte algunas especies tienen importancia económica y cultural. Por ejemplo, en el estado de Morelos siete especies del género son utilizadas como material para elaborar instrumentos de trabajo, enseres domésticos, cercas vivas, extracción de resinas y aceites esenciales, combustible y ornamental (Monroy y Monroy, 2004). Entre las que se usan para elaborar artesanías, destacan *B. glabrifolia*, con la que se elaboran los alebrijes que se fabrican en Oaxaca (Hernández Apolinar *et al.*, 2005) y *B. linanoe*, usada para fabricar y/o perfumar los objetos decorativos de madera de Olinalá, Guerrero (Colina Simonin, 1987).

1.2 Deforestación y deterioro del bosque tropical caducifolio en México y en Morelos

En México y Centroamérica se han deforestado grandes extensiones de BTC para establecer terrenos de pastoreo, por lo que el bosque intacto es muy escaso (Stern *et al.*, 2002; Burgos y Maass, 2004). Una valoración realizada en la década de los ochenta sugiere que alrededor del 30% del BTC en México había sido convertido en tierras agrícolas o pastizales para el ganado (Toledo *et al.*, 1989; Flores y Geréz, 1994); a principios de los años noventa el 27% del área de BTC se encontraba alterada, y el 23% se consideraba como tierras degradadas (Trejo y Dirzo, 2000).

El estado de Morelos tiene una extensión 4,960 km² y una gran porción de su territorio es parte de la cuenca del río Balsas, por lo que se ha estimado que cerca del 60% del área del estado debió estar cubierta por BTC. Sin embargo en la actualidad sólo el 19% de este bosque permanece en buen estado; 17% de su área ha sido alterada pero aún conserva algunas características del bosque original y 64% está completamente alterado. Trejo y Dirzo (2000) estiman que la tasa de deforestación entre 1973 y 1989 fue de 1.4% anual, equivalente al 17.9 km² por año.

En el noreste de Morelos sólo permanecen áreas pequeñas de BTC, generalmente degradadas, debido a la persistente presencia de asentamientos humanos en la zona. Un ejemplo de esto es el sitio arqueológico de Xochicalco, el cual tuvo una alta densidad poblacional entre los años 700 y 900 de nuestra era (Sáenz, 1962). La constante presencia humana en la zona a originado que los disturbios más frecuentes en los parches remanentes del BTC sean los incendios y el pastoreo por ganado vacuno, así como la extracción de leña.

1.3 Restauración del bosque tropical caducifolio

Debido a la creciente deforestación a la que está sometido el BTC, y la constante pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos que esto representa, la restauración ecológica de dichos ecosistemas es una alternativa que permite coadyuvar en su

conservación. Este objetivo se logra mediante la creación de corredores biológicos que permitan aumentar la conectividad de los parches remanentes de bosque (Sampaio *et al.*, 2007), y a través del restablecimiento de las principales funciones ecológicas de las áreas perturbadas.

En ecosistemas tropicales y sub-tropicales la complejidad de las interacciones entre organismos hacen de la restauración todo un reto (Maluf *et al.*, 2004), por lo que es necesario generar conocimiento sobre las rutas de regeneración natural de estos bosques, para que los proyectos de restauración ecológica tengan éxito (Vieira y Scariot, 2006). Esta información permitirá identificar los factores que pueden ser manejados para acelerar la sucesión; esta aproximación permite desarrollar métodos con el menor costo y el mayor beneficio para la restauración de ecosistemas (Luken, 1990; Sampaio *et al.*, 2007).

Elliott *et al.* (2000) mencionan que para satisfacer la creciente necesidad mundial de restaurar los BTC es necesaria la introducción de una gran diversidad de especies arbóreas nativas. Sin embargo en algunos países, como es el caso de México, el bajo número de especies disponibles en los viveros comerciales y comunitarios representa un cuello de botella para la restauración de estos ecosistemas. Aunado a esto, el establecimiento de especies sucesionalmente tardías en áreas degradadas (que anteriormente fueron áreas boscosas), ha probado ser una dificultad a lo largo del mundo tropical (Cabin *et al.*, 2002). En este contexto, es necesario realizar investigación sobre la propagación de especies arbóreas nativas, con el fin de generar técnicas sencillas y eficientes, que disminuyan los costos y aumenten el número y diversidad de plantas disponibles para la restauración ecológica de los BTC de México. Asimismo, es necesario identificar los cuellos de botella en la regeneración, con el fin de desarrollar técnicas que permitan aumentar el éxito en los programas de manejo y restauración.

1.4 Regeneración natural y sucesión

La mayoría de las comunidades vegetales está sujeta a perturbaciones, las cuales pueden ser de origen abiótico (tormentas, incendios, inundaciones y sequías) o biótico (forrajeo, pisoteo, herbivoría, etc.). En el caso del BTC las principales fuentes de disturbio son de origen antropogénico, como la conversión a pastizales para ganadería o campos de cultivo mediante la técnica de la roza-tumba y quema, lo que ha reducido significativamente el área de distribución y la diversidad biológica de estos ecosistemas (Miller y Kauffman, 1997). El abandono de campos agrícolas o pastizales, así como otros disturbios comunes, como los incendios, dan paso al proceso de sucesión secundaria.

Debido a su marcada estacionalidad y a la variabilidad interanual en las condiciones de temperatura y precipitación, el proceso sucesional en el BTC es muy vulnerable (Murphy *et al.*, 1986). Se cree que la sucesión es un proceso relativamente lento en términos del establecimiento y crecimiento de plántulas; sin embargo debido a la estructura relativamente sencilla de la vegetación, la baja altura del dosel, y la alta capacidad de rebrote de muchas especies, existe el potencial de alcanzar etapas sucesionales maduras en un periodo relativamente corto (Murphy *et al.*, 1986; Vieira y Scariot, 2006). Sin embargo, esta rápida recuperación puede ser sólo funcional (como la recuperación del ciclo de agua, afianzamiento del suelo, liberación de oxígeno y captura de bióxido de carbono), sin que necesariamente se recupere por completo la estructura o composición de especies que existía antes del disturbio (Guriguata y Ostertag, 2001).

La regeneración es el proceso natural por el cual ocurre el reemplazo de individuos, es decir cuando un individuo muere, otro toma su lugar. Esta regeneración puede darse por dos estrategias diferentes: por rebrote y por germinación de semillas. En áreas muy perturbadas, como en los pastizales abandonados, existen muchos factores que pueden impedir la regeneración natural, entre los que destacan el bajo arribo de semillas de la vegetación original, la elevada depredación tanto de semillas como de plántulas, la competencia con hierbas de rápido crecimiento y la falta de nutrientes en el suelo (Holl, 2002).

La regeneración por rebrote es común en sitios donde el disturbio implicó la remoción de la cubierta vegetal, pero en donde permanecen las raíces o tocones de las plantas, a partir de los cuales se reinicia el crecimiento de la parte aérea. La resiliencia que se atribuye al BTC se debe a que muchas especies arbóreas tienen una gran capacidad de rebrotar, y el rebrote es la vía corta hacia la recuperación debido a que se evitan los estadios más vulnerables en el ciclo de vida de las plantas, mediante la reiniciación del crecimiento a partir de una raíz o tejido vigoroso (Miller y Kauffman, 1998a; Kennard, 2002).

En un fragmento de BTC con 12 años de abandono en Yucatán, México, las plantas que se regeneraron por rebrote fueron menos abundantes que las provenientes de semillas, sin embargo las primeras tuvieron mayor supervivencia que las segundas (Ceccon *et al.*, 2006). En Bolivia se ha reportado que las tasas de crecimiento de los rebrotes son generalmente mayores que las que presentan las plántulas generadas de semillas, lo que se atribuye a la mayor susceptibilidad de las plántulas a la sequía y a la mayor proporción de biomasa asignada al sistema radicular de los rebrotes, que les permite desarrollar copas más altas y anchas poco tiempo después del disturbio (Kennard, 2002).

El crecimiento de los árboles a partir de tocones es poco común en sitios con uso intensivo del suelo como cultivos o ganadería, especialmente donde se ha utilizado maquinaria pesada, se han presentado incendios persistentes o los árboles han sufrido muchos cortes secuenciales (Vieira y Scariot, 2006). En los sitios donde la regeneración por rebrotes no es posible, ésta se produce a partir de semillas; de ahí la importancia de la identificación y descripción de los cambios asociados a los diferentes disturbios de origen antropogénico, ya que permiten reconocer las vías de sucesión que ocurren en el BTC (Burgos y Maass, 2004).

La regeneración por semillas consta de diferentes etapas: la producción de semillas viables y su dispersión, la germinación y el establecimiento de plántulas (Grubb, 1977). En el BTC cerca de 76% de las especies arbóreas presentan semillas ortodoxas, que pueden presentar latencia, mientras que el resto poseen semillas

recalcitrantes (Khurana y Singh, 2000). Debido a ello, la regeneración de las comunidades vegetales a través de semillas depende de que éstas se encuentren en el estado fisiológico adecuado para germinar en el momento preciso (Núñez-García y Azócar, 2004).

El período entre la germinación de las semillas y el establecimiento de una plántula constituye la fase más vulnerable en ciclo de vida de las plantas (Ewel, 1980; Núñez-García y Azocar, 2004). La heterogeneidad espacial y temporal de la disponibilidad de recursos en el BTC controla los patrones fenológicos, la producción de semillas, la germinación y el establecimiento inicial (Ceccon *et al.*, 2006). La sucesión está fuertemente influenciada por la proximidad a la fuente de semillas y su capacidad de dispersión (Guariguata *et al.*, 2001); es por ello que el estudio de la germinación y el establecimiento inicial no sólo es importante para entender procesos como el reclutamiento y la sucesión; también se requiere para la re-introducción de poblaciones vegetales durante la restauración ecológica de ambientes perturbados (Khurana y Singh, 2000).

1.4.1 Producción, dispersión y germinación de semillas

Los obstáculos para que un óvulo llegue a producir semillas viables incluyen la baja disponibilidad de polen, la escasez o falta de polinizadores, los problemas genéticos y la falta de recursos para el desarrollo de las semillas (Harms y Paine, 2003). Debido a las muchas complicaciones que involucra que un óvulo se desarrolle en una semilla madura, la producción de semillas viables es el primer paso y uno de los más importantes en la regeneración de las poblaciones vegetales (Fenner y Thompson, 2005).

La dispersión se define como el movimiento de la diáspora que se aleja de la planta madre y se produce en el espacio (Fenner y Thompson, 2005). Es importante

cuando comienza el proceso de regeneración, y la ausencia de diásporas en zonas abiertas es una de las mayores limitantes para la regeneración de los bosques (Vieira y Scariot, 2006).

La dispersión puede realizarse por diferentes vectores, como el viento, el agua y los animales, de acuerdo con los cuales se han establecido “síndromes de dispersión”. En el BTC existen dos vías principales de dispersión, la llevada a cabo por mamíferos o aves (zoócora), y la que se produce por el viento (anemócora). La dispersión zoócora es más frecuente durante la temporada de lluvias, mientras que la anemócora comúnmente ocurre durante la temporada seca (Janzen, 1967). En algunos bosques tropicales secos se ha encontrado que las semillas dispersadas por viento son hasta 47 veces más frecuentes que las dispersadas por animales (Holl, 1999; Vieira y Scariot, 2006). En estudios realizados en una cronosecuencia de 1 a 50 años en Bolivia se encontró que los árboles que dominaban la sucesión, inclusive durante etapas avanzadas, eran dispersados por viento (Kennard, 2002).

Una vez dispersada al sitio adecuado, la semilla debe germinar. La germinación involucra una serie de cambios fisiológicos, como el aumento de la actividad respiratoria, la adquisición de agua y la movilización de las reservas para que inicie el crecimiento del embrión; externamente se rompe la testa y emerge la radícula. La germinación es un proceso irreversible, por lo que una vez que se produce se da el crecimiento o a la muerte de la plántula (Bewley y Black, 1994).

Diversos factores abióticos afectan a la germinación, entre los cuales se encuentra el tipo de sustrato, la compactación del suelo, la profundidad a la que se encuentra la semilla, la cantidad de luz, las fluctuaciones en la temperatura, la cantidad de agua disponible y la pérdida de viabilidad de las semillas en el tiempo, entre otros (Vieira y Scariot, 2006). Debido al clima marcadamente estacional que se presenta en las áreas de distribución del BTC, la germinación está muy limitada por la disponibilidad de agua y debe ocurrir en un periodo limitado de tiempo para que las plántulas tengan condiciones favorables de luz, agua y nutrientes para establecerse (Ceccon *et al.*,

2006). En un estudio realizado en Morelos, México, el 90% de la germinación en campo se registró durante los tres meses más húmedos del año (Ramírez, 1996).

Los factores bióticos que tienen mayor influencia en la germinación son la herbivoría, la presencia de micorrizas y el ataque de patógenos. El consumo de semillas por mamíferos, aves e insectos, puede tener un impacto negativo en la regeneración de las poblaciones (Figueroa *et al.*, 2000), o bien puede favorecer la germinación mediante la dispersión y la escarificación de las semillas en los tractos intestinales (Khurana y Singh, 2000). La escarificación es un mecanismo importante para el rompimiento de la latencia, tomando en cuenta el alto porcentaje de especies arbóreas del BTC que presentan semillas ortodoxas con latencia física o fisiológica (Khurana y Singh, 2000).

1.4.2 Establecimiento de plántulas

El establecimiento de plántulas es una etapa particularmente vulnerable, ya que cuando las semillas germinan, las plántulas no tienen la capacidad de soportar las condiciones adversas toleradas por las semillas, ni la robustez física adquirida por la edad (Núñez-García y Azocar, 2004). El establecimiento, que inicia al término de la germinación, implica la emergencia y el crecimiento de la radícula que fija la plántula al suelo, y la emergencia del epicotilo que crece hacia la luz; finaliza cuando la plántula se independiza de las reservas de los cotiledones e inicia el proceso fotosintético del cual dependerá el resto de su vida (Fenner y Thompson, 2005).

Entre los factores abióticos que limitan el establecimiento de las plántulas destaca la falta de humedad (que crea estrés hídrico); por ello en el BTC el periodo de establecimiento está restringido a la temporada de lluvias (Gerhardt, 1993; Khurana y Singh, 2000; Vieira y Scariot, 2006). Otro factor importante –que interactúa con la disponibilidad de agua– es la radiación, ya que la demanda de sombra para el establecimiento es absoluta en muchas especies, por lo que su establecimiento se limita a lugares con sombra, aunque en otras puede ser facultativa (Khurana y Singh,

2000). Otros factores importantes son las características físicas y químicas del suelo, así como otros que puedan producir daños físicos directos en las plántulas, como el viento, el fuego, la caída de hojarasca, ramas o troncos.

La competencia por la captura de recursos como el agua y los nutrientes, puede ser una limitante importante durante el establecimiento y crecimiento de las plantas. Ésta puede darse entre plantas de la misma especie o cohorte o entre diferentes especies y cohortes. La herbivoría usualmente genera decrementos en la supervivencia o el tamaño de las plantas. Esta interacción tiene un papel clave en las primeras etapas del desarrollo de las plantas, ya que la remoción de alguna de sus partes puede tener consecuencias fatales y por lo tanto afectar seriamente la regeneración de las poblaciones (Zamora *et al.*, 1999).

El concepto de “sitio seguro”, introducido por Harper (1961), se refiere al ambiente inmediato que rodea a la plántula, que proporciona las condiciones y los recursos necesarios para el éxito en el establecimiento. Estos sitios pueden proveer protección contra herbívoros, desecación, temperaturas extremas y viento, y en ellos generalmente hay poca competencia intra e inter específica. Cuando estas condiciones son proporcionadas por una planta previamente establecida, se dice que existe un fenómeno de facilitación o nodricismo. En él, algunas plantas ya establecidas favorecen el establecimiento de otras, de la misma o diferente especie, ya que proveen micro-sitios favorables para el establecimiento; por ejemplo, bajo la copa de una planta hay más sombra, cantidad de nutrientes y materia orgánica que en los sitios desprovistos de vegetación. Las plantas nodriza han sido utilizadas para establecer otra planta con mayor valor económico en las prácticas forestales (Valiente-Baunet *et al.*, 1991; Bonfil *et al.*, 2000; Vieira y Scariot, 2006).

Objetivos

2.1 Objetivo general

- Comparar la germinación de semillas y el establecimiento y supervivencia inicial de plántulas de *Bursera copallifera* introducidas en tres sitios con diferente grado de perturbación, con el fin de aportar elementos para su restablecimiento en sitios degradados.

2.2 Objetivos particulares

- Analizar las diferencias en la germinación de semillas de tres procedencias distintas.
- Comparar la germinación de semillas en condiciones de invernadero y de campo.
- Comparar el éxito en el establecimiento de plántulas producidas en invernadero en un sitio de bosque maduro, uno de bosque secundario y un pastizal inducido.

Métodos

3.1 Zona de estudio

La zona de estudio está ubicada al noroeste del estado de Morelos, en los municipios de Temixco y Miacatlán. Los experimentos de germinación en campo y reintroducción de plántulas en sitios perturbados se desarrollaron tanto en la zona arqueológica de Xochicalco como en los potreros al norte del poblado de Cuentepec, en donde se localiza la estación de restauración “Barrancas del Río Tembembe” (García, 2008).

En ambos lugares se presenta como principal tipo de vegetación el BTC, en el que dominan los géneros: *Bursera*, *Acacia*, *Ceiba*, *Lysiloma*, *Heliocarpus* e *Ipomea* (Piña, 2005). En la estación de restauración también se presentan parches de bosque de encinos (*Quercus glaucoides*), así como pastizales inducidos y parcelas agrícolas de maíz y sorgo (García, 2005; Tobón, 2005).

Sitio 1 (pastizal): Se encuentra en la estación de restauración ambiental “Barrancas del Río Tembembe”, ubicado en el municipio de Temixco, al noroeste del estado de Morelos (figura 1). La estación abarca un total de 90 ha de pastizales inducidos que tienen más de 60 años siendo utilizados para el pastoreo de ganado bovino. Es frecuente que en algunos sitios de la estación se presente anegamiento del suelo durante la temporada de lluvias, debido al alto porcentaje de arcillas de sus suelos.

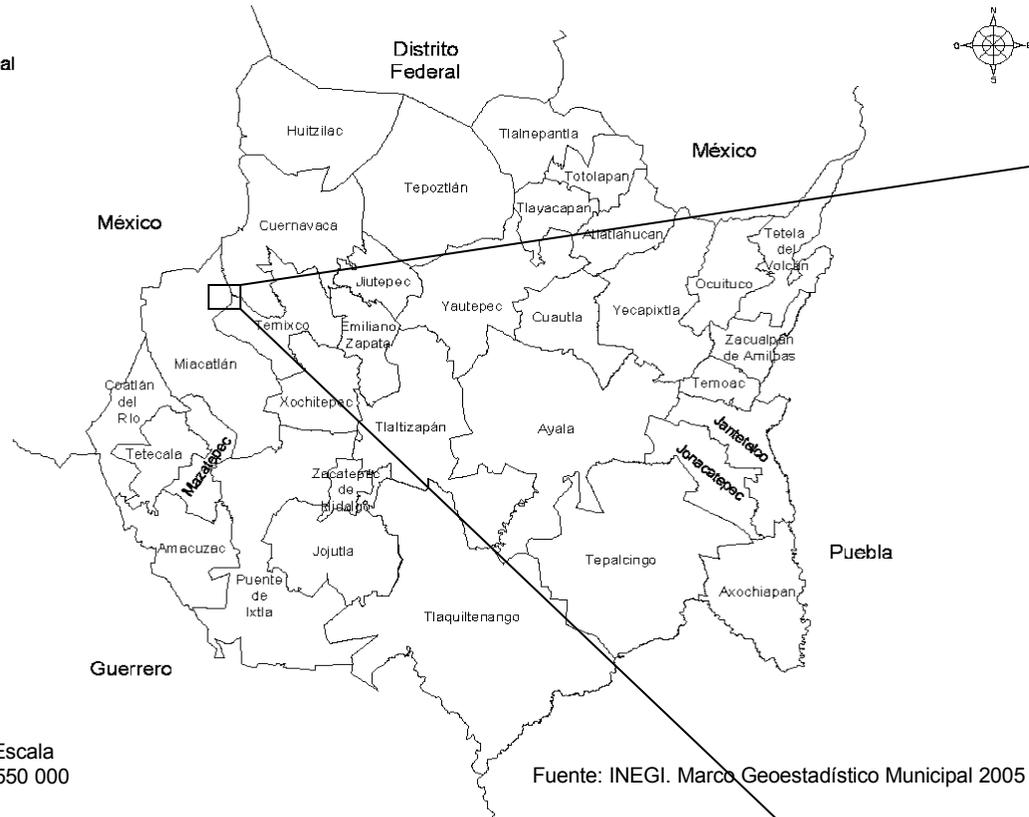
La estación meteorológica del poblado de Cuentepec, al sur de la estación, reporta una temperatura media anual de 21.6 °C y una precipitación anual de 961 mm, con un clima semicálido subhúmedo [A(C)w₀(w)w”(i')g] (Camacho *et al.*, 2006).

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (1981), el tipo de suelo de la zona es un feozem háplico, con clase de textura gruesa y fase lítica, lecho rocoso entre 10 y 50 cm de profundidad con dos horizontes. El A con una profundidad de 0 a 31 cm (16% arcillas, 22% limos, 62% arena y 1.6% de materia orgánica) y el horizonte B se subdivide en dos: el B1 con una profundidad de 31 a 58 cm (16% arcillas, 26% limos y 58% arena).

Sitios 2 y 3 (bosques secundario y maduro): se ubican en la zona arqueológica de Xochicalco, en el municipio de Miacatlán, al noroeste de Morelos (figura 1). Esta zona presenta una temperatura media anual de 22.9 °C y una precipitación anual de 1055 mm, que corresponde a un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano [Aw_0 (w) (i') g] (Camacho *et al.*, 2006).

El tipo de suelo reportado para estos sitios (INEGI, 1981) es Rendzina, con textura media-gruesa y fase lítica, que presenta en general un color oscuro (gris o pardo negruzco) en la superficie y palidece a medida que alcanza una mayor profundidad hasta llegar al material parental, de origen calcáreo (Aguilera, 1989). El pH de estos suelos suele ser ligeramente básico, con una estructura tipo granular.

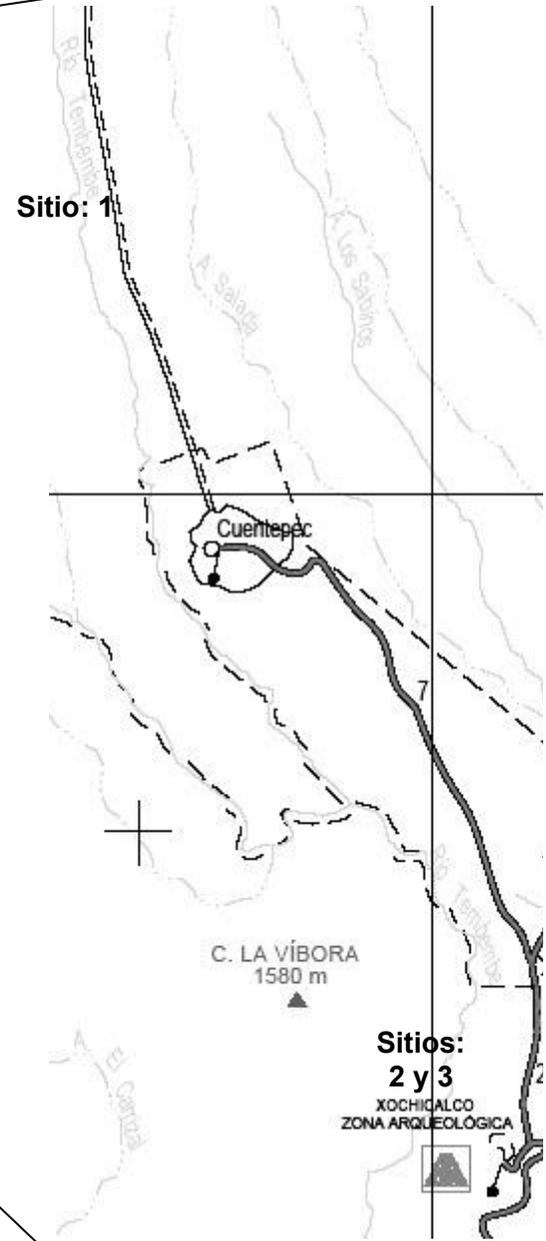
Morelos
División Municipal



Escala
1:550 000

Fuente: INEGI. Marco Geoestadístico Municipal 2005

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio



Sitio: 1

**Sitios:
2 y 3**
XOCHICALCO
ZONA ARQUEOLÓGICA

3.2 Descripción de la especie

Bursera copallifera (Sessé & Moc. Ex DC.) Bullock

Bursera copallifera es un árbol de hasta siete metros de altura y un diámetro aproximado de 28 cm, muy ramificado y caducifolio. La corteza externa es lisa y escamosa en árboles adultos, de color café rojizo a grisácea y con exudado resinoso aromático. Las hojas están dispuestas en espiral y son imparipinnadas, compuestas de 17 a 29 folíolos, elípticos, con el margen crenado y el ápice agudo; verde oscuros en el haz con una superficie ampollosa, el envés es de color amarillento, con un raquis alado densamente pubescente. Los frutos son cápsulas trivalvadas, oblongas, de 8 mm de largo y de color café rojizo, agrupadas en racimos de 3 cm de largo (Guizar y Sánchez, 1991).

Se distribuye en los estados de Jalisco, Michoacán, México, Guerrero, Morelos, Puebla y Oaxaca. En el BTC de Xochicalco *B. copallifera* se encuentra entre los árboles con mayor valor de importancia relativa (Piña, 2005).

3.3 Germinación en invernadero y obtención de plántulas

Con el fin de obtener plántulas para evaluar el establecimiento en campo, en junio de 2006 se pusieron a germinar semillas de *B. copallifera* colectadas previamente, en los sitios y años siguientes: Xochicalco (2004), El Tepehuaje y Los Sauces (2005). Previo a la germinación las semillas fueron separadas mediante el método de flotación, que permite separar a las semillas vanas, que flotan, de las llenas, que se van al fondo (Landis *et al.*, 1998).

Las semillas viables fueron secadas y depositadas en un recipiente con agua que no las cubría completamente para que pudieran respirar, durante doce horas (Healy, 2008). Después de este periodo las semillas se lavaron, secaron y se les retiró el pericarpio mediante fricción mecánica; posteriormente se enjuagaron con agua

corriente. Fueron colocadas en cajas de plástico transparentes (PET) de 12 x 12 cm con 7 cm de profundidad, con papel filtro humedecido (~20 semillas por caja). Con la finalidad de explorar posibles diferencias en el porcentaje de germinación las cajas se marcaron por sitio de colecta (Xochicalco, Tepehuaje y Los Sauces), y se mantuvieron en el invernadero de la Facultad de Ciencias durante un periodo de 41 días a partir del 29 de junio del 2006. La germinación se evaluó cada dos días. Adicionalmente se obtuvo una muestra aleatoria de 10 semillas por cada individuo (árbol) de cada localidad, que fueron pesadas individualmente con el fin de evaluar si existen diferencias en el tamaño promedio (biomasa) de semillas entre las diferentes localidades de colecta.

3.4 Germinación en campo

Se tomó una muestra al azar de una mezcla de semillas de los tres sitios de colecta (previamente seleccionadas por el método de flotación), para evaluar la germinación en campo. En cada sitio de estudio (bosque maduro, bosque secundario y pastizal) se enterraron 10 bolsas de malla de plástico (de 20 x 10 cm), aproximadamente a 2 cm de profundidad; cada bolsa contenía 12 semillas por lo que en total se enterraron 120 semillas por sitio. Las semillas no fueron sometidas a ningún tratamiento pre-germinativo. La germinación se registró después de un mes, recuperando la bolsa enterrada y contando el número de semillas no germinadas para restarlo del número original.

3.5 Emergencia en campo

La emergencia de las plántulas en campo se evaluó usando semillas pre-germinadas en el invernadero de la Facultad de Ciencias, las cuales contaban con radícula.

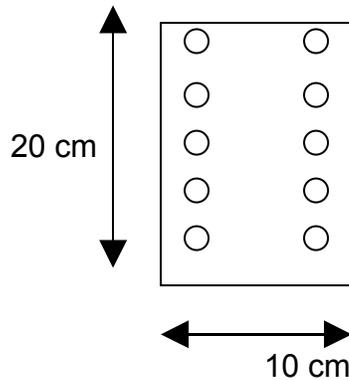


Figura 2.

Para este fin en cada sitio de estudio (bosque maduro, bosque secundario y pastizal), se colocaron tres bolsas de malla de plástico, de aproximadamente 20 x 10 cm y con aberturas de 0.5 cm de diámetro cada 3 cm, enterradas a una profundidad aproximada de 2 cm (figura 2); en cada bolsa se colocaron 10 semillas pre-germinadas (30 por sitio). Se intentó colocarlas con cuidado para que no se dañara la radícula y cada semilla se mantuviera cerca de una abertura. La emergencia de las plántulas se registró transcurridas dos semanas, contando el número de plántulas por sitio.

3.6 Establecimiento y supervivencia inicial

Las plántulas producidas en invernadero fueron introducidas en octubre de 2006 en los tres sitios (bosque maduro, bosque secundario y pastizal inducido), con el fin de evaluar el éxito en su establecimiento en términos de supervivencia. En el bosque maduro y secundario se introdujeron un total de 35 plántulas por sitio, distribuidas de manera aleatoria y abarcando la mayor parte de las condiciones presentes en cada sitio (claros, bajo el dosel, junto a rocas). En el pastizal inducido se contó con dos parcelas cercadas para excluirle ganado (100 x 100 m); en cada una se introdujeron 20 plántulas.

Adicionalmente, en el bosque maduro se registró la presencia de plántulas que se establecieron de manera natural, por lo que se marcaron 25, con el fin de comparar su desempeño con el de las plántulas introducidas experimentalmente. La

supervivencia se registró bimensualmente a lo largo del periodo de estudio. Así mismo se colocaron sensores de temperatura y humedad relativa (HOBO Pro series onset) por un periodo de seis meses (octubre 2006 a marzo 2007) en cada sitio de estudio.

3.7 Análisis de Datos

Se usaron Análisis de varianza de una vía para buscar diferencias significativas entre la germinación de semillas provenientes de diferentes sitios de colecta; entre los pesos de las semillas de diferentes sitios de colecta y para comparar la germinación en condiciones de campo. Para los datos porcentuales se utilizó previamente la transformación arco-seno. Cuando se encontraron diferencias significativas se realizaron pruebas *post hoc* de Tukey para identificar cuáles valores diferían.

Para comparar la germinación en condiciones de invernadero y campo, así como para la emergencia de plántulas en los sitios de estudio se utilizaron pruebas *t-student* para muestras independientes

Las curvas de supervivencia entres sitios fueron comparadas mediante el análisis de Peto y Peto (Pyke y Thompson, 1986), el cual consiste en una prueba de χ^2 que toma en cuenta las siguientes variables:

$$LR = \frac{(d_1 - E_1)^2}{E_1} + \frac{(d_2 - E_2)^2}{E_2}$$

donde $LR(\log rank) =$ valor de χ^2 , y

$d_i =$ suma de todas las muertes observadas en la cohorte j

$E_i =$ número esperado de muertes en el intervalo j , basado en la mortalidad de cada intervalo y en la proporción de los supervivientes.

Las comparaciones entre curvas de supervivencia se realizaron por parejas; con valores de χ^2 por debajo de 3.84 indican que no hay diferencias significativas.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA 98, excepto el análisis de Peto y Peto, el cual se realizó de manera manual.

Resultados

4.1 Germinación en invernadero

El porcentaje de germinación promedio en invernadero fue de 36.35%. La germinación inició aproximadamente el día 12 y se estabilizó a partir del día 36 (figura 3). Entre los días 12 y 30 se produjo la tasa de germinación más alta.

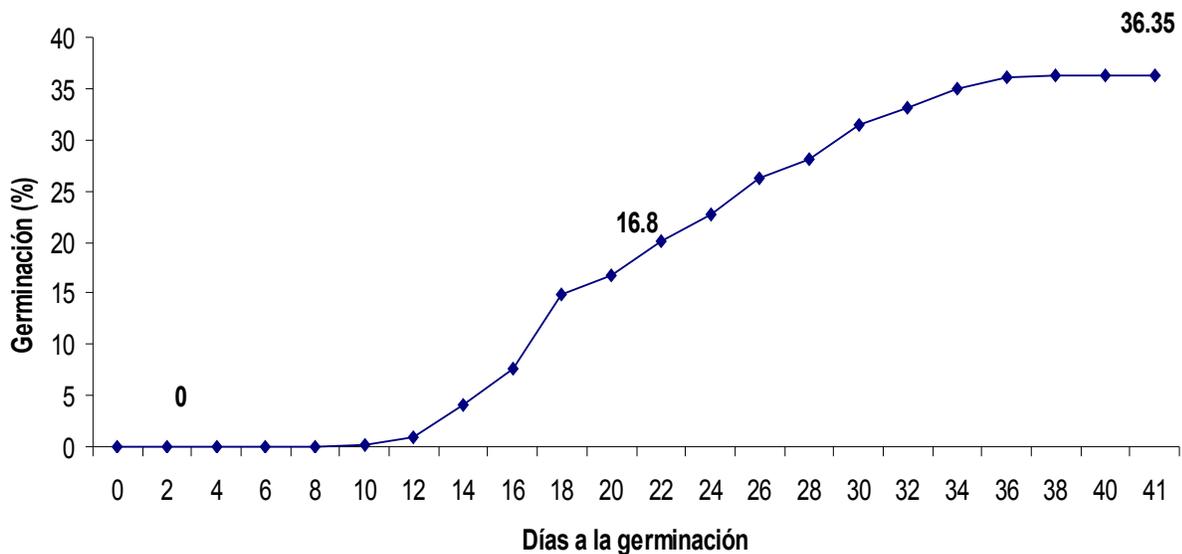


Figura 3. Germinación acumulada de semillas de *B. copallifera* en invernadero (semillas provenientes de tres sitios de colecta)

Se encontraron diferencias significativas en la germinación final de las semillas provenientes de distintos sitios de colecta $F_{g.l. 2, P = 0.02} = 5.13$; las colectadas en Xochicalco tuvieron un mayor porcentaje de germinación (46.4%), seguidas por las del El Tepehuaje (28.3%), y por último, la germinación más baja se presentó en las semillas de Los Sauces (17.5%; figura 4). Las comparaciones arrojaron diferencias significativas sólo entre Los Sauces y Xochicalco ($P = 0.019$). En la figura 4 puede observarse que después del día 24 muy pocas semillas de Los Sauces y El Tepehuaje germinaron, mientras que algunas de Xochicalco continuaron germinando durante 10 días más, aproximadamente.

No se encontraron diferencias significativas en la biomasa de las semillas entre localidades ($F_{g.l.2, P=0.22} = 1.78$), que fue en promedio de 0.0915 g (± 0.03 e.e.).

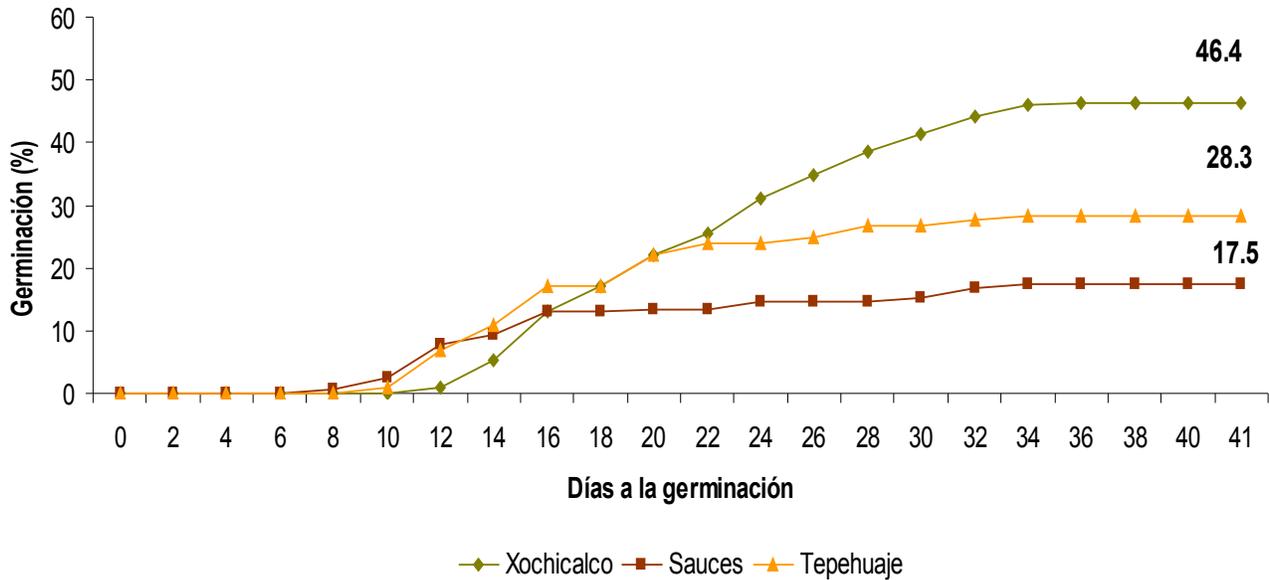


Figura 4. Germinación acumulada de semillas de *B. copallifera* de tres localidades del estado de Morelos

4.2 Germinación en campo

Los porcentajes de germinación de semillas en campo pueden considerarse en conjunto altos, ya que en todos los casos fueron superiores al 50% (figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre sitios ($F_{g.l.2, P=0.17} = 1.91$). Sin embargo, la germinación promedio en campo (59.6%) e invernadero (36.3%) difirió significativamente ($t_{g.l.48, P<0.05} = -5.12$; figura 6).

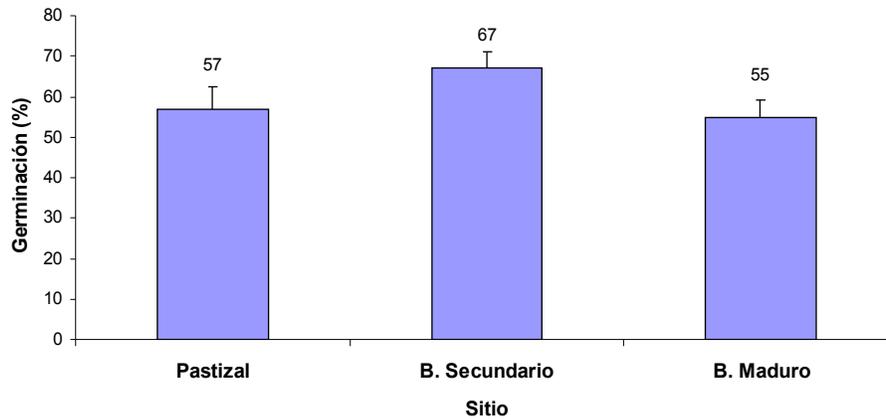


Figura 5. Germinación porcentual promedio de semillas de *B. copallifera* en los tres sitios de estudio.

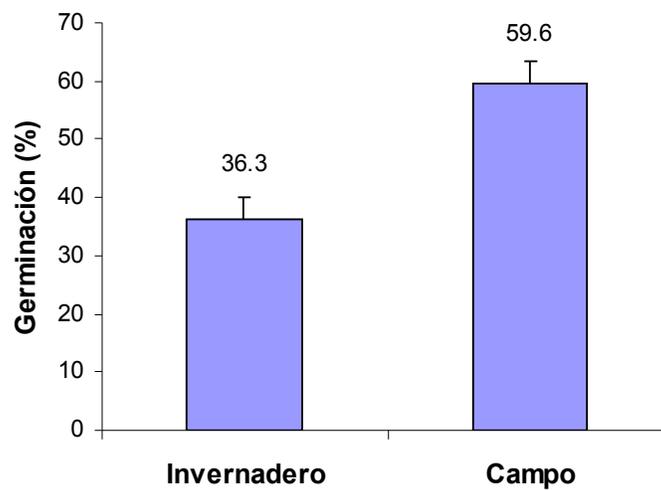


Figura 6. Germinación porcentual promedio de semillas de *B. copallifera* en condiciones de invernadero y campo.

4.3 Emergencia en campo

La emergencia de la parte aérea de las plántulas (evaluada a partir de semillas pre-germinadas en el invernadero) fue muy baja. El porcentaje más elevado se presentó en el sitio perturbado (13%), seguido por el pastizal (10%) y por último en el sitio maduro no se presentó emergencia (figura 7). No se registró un efecto significativo del sitio ($t_{g.l. = 4} P = 0.85 = 0.2$).

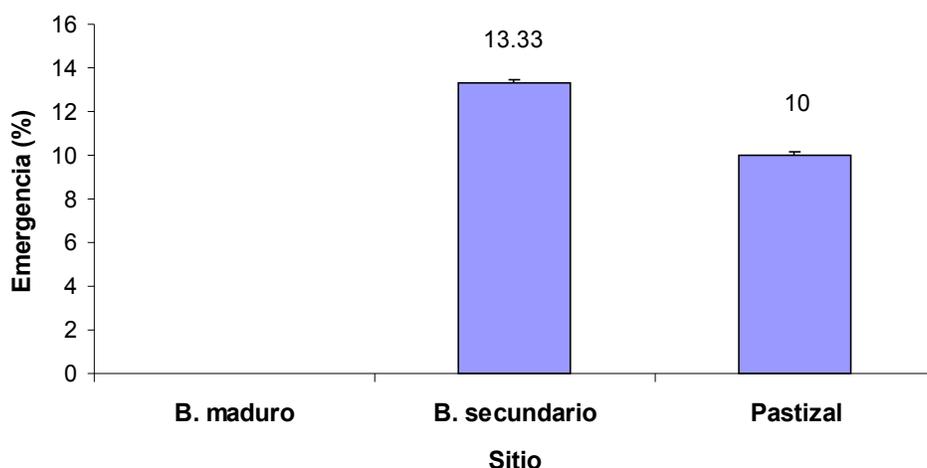


Figura 7. Emergencia de plántulas en los tres sitios de estudio.

4.4 Condiciones ambientales de los sitios

Las condiciones de temperatura y humedad relativa se registraron entre la parte final de la temporada de lluvias y la temporada seca (octubre 2006-marzo 2007), que es cuando se presenta mayor mortalidad de plántulas (Tobón, 2005). En general en el pastizal se registraron temperaturas más altas, entre 1 y 4 °C mayores que en el bosque secundario y el maduro, los cuales no presentaron grandes diferencias entre ellos (figura 8). Los meses más cálidos fueron enero y febrero, más aun en el pastizal, donde se registraron hasta 26°C en promedio durante enero. Debido a que se presentó una falla en el censor de humedad ubicado en el bosque perturbado sólo se presentan datos de humedad relativa del pastizal y el bosque maduro (figura 8).

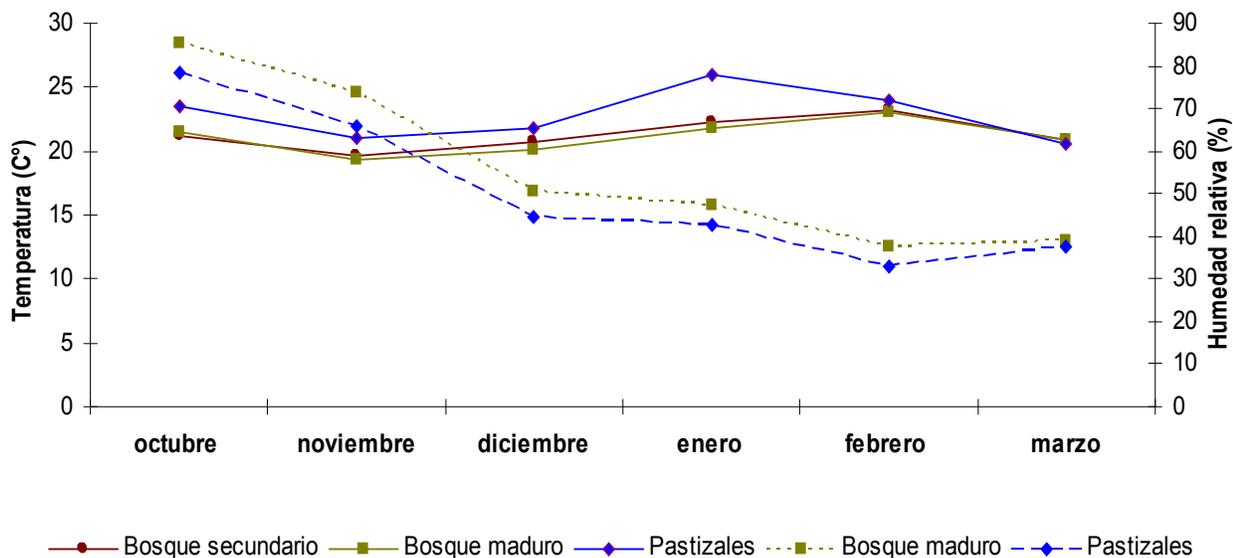


Figura 8. Temperatura (líneas sólidas) y humedad relativa promedio (líneas punteadas) de los tres sitios de estudio.

La humedad relativa promedio más alta se registró en octubre en ambos sitios (85% en el bosque maduro y 78% en el pastizal); a partir de entonces comenzó a decrecer y el valor más bajo se presentó en ambos sitios en febrero y marzo. Al inicio de la temporada seca, la humedad relativa disminuyó hasta en un 20% y esta tendencia continuó hasta disminuir 47 y 45% en comparación con el mes más húmedo. En el pastizal se presentó menor humedad relativa a lo largo del periodo, pero las diferencias entre éste y el bosque no fueron muy grandes (entre 8 y 0%, figura 8).

4.5 Establecimiento y supervivencia iniciales

En general, la supervivencia total evaluada a lo largo de 11 meses (septiembre 06-junio 07) fue baja. Durante la temporada húmeda (hasta diciembre de 2006), la más alta se presentó en el bosque maduro (68.5%) mientras que en el pastizal fue de 47.5% y en el bosque secundario de 31.4%. En el primer sitio, la supervivencia de las plántulas establecidas naturalmente fue ligeramente superior (87%) a la de las plantadas experimentalmente (figura 9). Las curvas de supervivencia comparadas a través del análisis de Peto y Peto (Pyke y Thompson, 1986) indican diferencias significativas entre el bosque secundario con respecto a el bosque maduro y con las plántulas

establecidas de manera natural (tabla 1); en ambos la supervivencia fue mayor hasta abril. Sin embargo, al final del periodo la supervivencia fue de ~6% tanto en el bosque maduro como en el secundario y en el pastizal fue menor, de 2.5%. La supervivencia final de las plántulas establecidas naturalmente en el bosque maduro fue de 0% (figura 9).

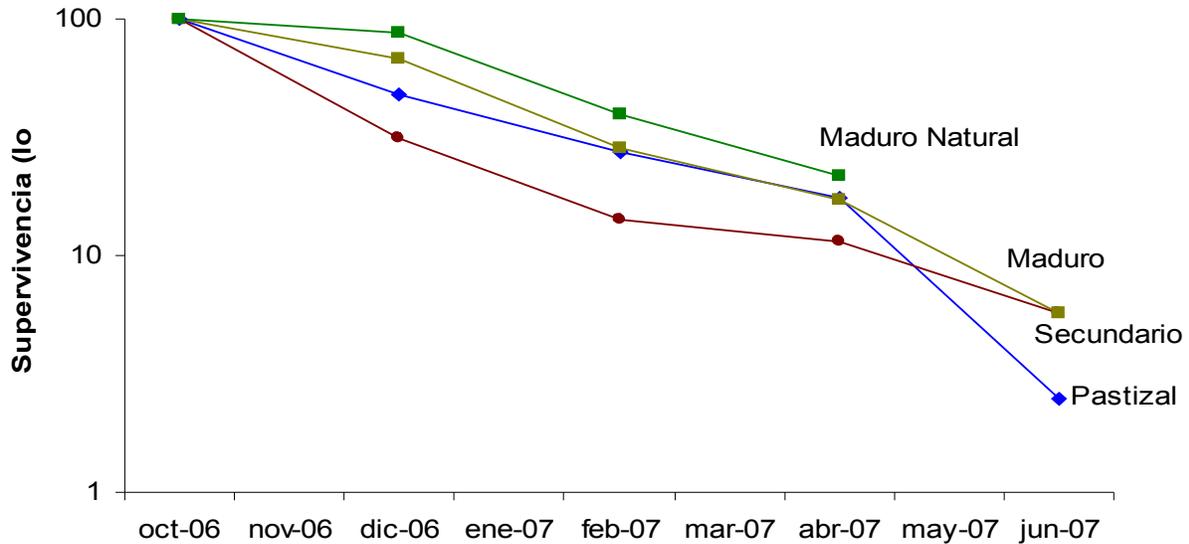


Figura 9. Supervivencia de plántulas de *B. copallifera*

	pastizal	secundario	maduro	m. natural
pastizal	-			
secundario	1.44	-		
maduro	1.96	7.61	-	
m. natural	0.09	4.77	0.12	-

Tabla 1. Valores de χ^2 de las comparaciones entre curvas de supervivencia; en negritas se indican diferencias significativas

Discusión

Bursera copallifera es un árbol dominante de los bosques tropicales caducifolios del noroeste de Morelos, y en la zona arqueológica de Xochicalco es la especie con mayor

valor de importancia en el bosque maduro. Aunque en los bosques perturbados su importancia sigue siendo alta, puede ser desplazado por especies favorecidas por los disturbios, especialmente el fuego, como *Pseudesmodingium perniciosum* (Kunth) Engl. (Piña, 2005). Es por ello que resulta importante estudiar su regeneración en sitios con distintos grados de perturbación, pues esta información puede ser relevante para su reintroducción en sitios perturbados, tanto para el posible establecimiento de plantaciones productivas (es una de las especies de las que se extrae el copal) como en la restauración ecológica. Los resultados de este trabajo, por lo tanto, pueden brindar información sobre la pertinencia de usar semillas o plántulas, y sobre los sitios, condiciones, o prácticas más adecuados para su establecimiento.

Germinación en invernadero

El porcentaje de germinación obtenido en invernadero (~36%, figura 1) fue similar a los reportados en otras especies arbóreas de bosques tropicales secos, aunque muchas especies de leguminosas tienen porcentajes de germinación más altos (80-100%, Cervantes *et al.* 2001; Cervantes y Sotelo, 2002; Tobón, 2005). Elliott y colaboradores (2000) en un estudio de propagación de diez especies arbóreas de un BTC de Tailandia, reportaron un porcentaje global de germinación similar (~35%). Con respecto a otras pruebas de germinación realizadas con *B. copallifera*, los resultados obtenidos en el presente trabajo fueron similares a los registrados por Andrés-Hernández *et al.* (2002) y Healy (2007). No obstante es importante destacar que existe una gran variabilidad en los porcentajes de germinación de los lotes control, obtenidos en distintas pruebas (cuadro 1).

Cuadro 1. Resultados reportados en distintos ensayos de germinación con *B. copallifera*

Germinación (%)	Fuente
38	Andrés-Hernández y Espinosa-Organista (2002)
12	Bonfil, Cajero y Evans (2008)
42	Healy (2007)
14	Díaz Martín (com. personal)

No se pudieron realizar comparaciones entre la germinación de semillas colectadas en distintos años, debido a que no se contaba con semillas de los mismos años en todos los sitios (i.e., los años de colecta difirieron entre sitios: Xochicalco, 2004; Los Sauces y El Tepehuaje, 2005). Sin embargo, los resultados apuntan a que las diferencias entre sitios son más importantes que las registradas entre años, puesto que la germinación promedio de semillas de Xochicalco fue la más alta, a pesar de que las semillas tenían mayor tiempo de almacenaje, mientras que la de las semillas de Los Sauces fue notablemente menor.

Es difícil establecer a qué se deben estas diferencias entre sitios, pero en futuros estudios puede analizarse la hipótesis de que la viabilidad y/o el vigor de las semillas están relacionados con el grado de perturbación del sitio, y por lo tanto con el tamaño de las poblaciones de las que provienen. Esto significaría que en poblaciones pequeñas hay problemas genéticos que causan una menor germinación. Con respecto a los tres sitios de colecta, los Sauces es un sitio que muestra un alto grado de perturbación y fragmentación, lo que puede suponer un menor vigor en las semillas al momento de germinar. Esta situación se a descrito en *Samanea saman*, cuyos árboles

aislados tuvieron una germinación 17% inferior a la de aquéllos en poblaciones continuas (Cascante *et. al.*, 2002).

Germinación en campo

No se presentaron diferencias significativas en la germinación entre los sitios, pese a las diferentes condiciones ambientales que experimentaron las semillas; por ejemplo, en el pastizal la radiación lumínica fue mucho mayor que en el bosque maduro, lo que se traduce también en diferencias en la temperatura y la humedad del aire y del suelo (figura 8). Sin embargo, en conjunto la germinación en campo fue superior en ~23% a la registrada en el invernadero (figura 6). Son muchas las diferencias en las condiciones ambientales entre el campo y el invernadero, entre las que destacan los cambios en temperatura y humedad, que son mucho más moderados en el invernadero que los que experimentan las semillas en condiciones naturales. Las fluctuaciones diarias de temperatura pudieron influir en la mayor germinación encontrada en condiciones naturales, ya que en un estudio previo con *B. copallifera* se registró una mayor germinación a temperatura fluctuante (18-32° C períodos de 12 h), que a temperatura constante (Bonfil *et. al.*, 2008). El incremento en la germinación por las fluctuaciones de temperatura es una respuesta común, y ha sido reportada en muchas otras especies, incluyendo varias tropicales (Vásquez-Yanes y Orozco-Segovia, 1990; Teketay y Granstrom, 1997; Kyereh *et. al.*, 1999; Baskin, 2003; Fenner y Thompson, 2005; Hernández-Apolinar y Valverde, 2007). El porcentaje de germinación registrado en este trabajo es también superior al que registraron las semillas de *Conzattia multiflora* (Leguminosae) en condiciones naturales en la misma zona de estudio (promedio 7%, Tobón, 2005).

Emergencia de plántulas en el campo

La baja emergencia de plántulas registrada en este trabajo puede deberse no sólo a causas naturales, sino a un problema debido al material empleado, ya que las bolsas de malla dificultaron la salida del tallo, pues a pesar de que se tuvo cuidado de hacer orificios y colocar cada semilla cerca de uno, el tejido de la malla era cerrado y fue difícil

que las semillas permanecieran en su sitio dentro de la bolsa. El objetivo de usarlas fue impedir la remoción de semillas por granívoros, pero las observaciones de campo parecen indicar que ésta no es muy importante en la zona de estudio, pues las semillas dispersadas naturalmente permanecieron en el suelo por varias semanas, y no resultaron atractivas para los granívoros. Asimismo, observamos que durante esa temporada se produjo un abundante establecimiento natural de plántulas en el bosque maduro, así como en el bosque secundario, pero no en las zonas abiertas.

Establecimiento y supervivencia iniciales

La mayor mortalidad de las plántulas se presentó durante los meses secos y dio como resultado que en todos los sitios el porcentaje final de plántulas vivas fuera menor al 10% (figura 9). Las altas temperaturas y la baja humedad (figura 8) durante el periodo entre diciembre y marzo explican la mortalidad registrada en esos meses. Diversos autores han mostrado que la mortalidad de plántulas en sistemas tropicales marcadamente estacionales está estrechamente ligada al periodo seco (Gerhardt, 1993; Miller y Kauffman, 1998; Khurana y Sing, 2000; Hau *et al.*, 2003; Hernández-Apolinar y Valverde, 2007). Por ejemplo, se ha reportado un decremento abrupto en la supervivencia de *Manilkara chicle* y *Cedrela odorata* durante la temporada seca, con porcentajes de supervivencia (tanto en bosque maduro como en pastizal) menores al 3% (Gerhardt, 1993).

La mayor mortalidad de las plántulas establecidas naturalmente podría explicarse porque eran tres meses más jóvenes que las trasplantadas, por lo que presumiblemente fueron más sensibles a las condiciones ambientales. Además de la falta de humedad, pudo afectarles el movimiento de hojarasca, que era abundante en el sitio, ya que durante los primeros meses de vida el tallo es muy frágil y se rompe con facilidad. Se han reportado resultados similares en tres especies de BTC en Costa Rica, en las cuales los porcentajes de supervivencia de las plántulas establecidas naturalmente fueron menores a los de las trasplantadas, ya que eran cuatro meses más jóvenes (Gerhardt, 1993).

Las altas temperaturas y la baja humedad del suelo durante la temporada seca producen estrés hídrico en las plántulas, que en esta etapa no han desarrollado un sistema radicular que les permita explorar un volumen de suelo considerable. Una raíz muy desarrollada permite una mayor extracción de humedad del suelo, lo cual es de suma importancia en ambientes que presentan una sequía estacional (Lieberman y Li, 1992).

Las diferencias encontradas sobre las curvas de supervivencia (tabla 1), pueden deberse a diferencias importantes hacia el final de la estación lluviosa. En el bosque maduro se presentó la mayor supervivencia hasta diciembre (tanto en plántulas naturales como en introducidas), lo que probablemente se debió a la sombra suministrada por el dosel. Pudo observarse que todos los micro-sitios en que se produjo establecimiento natural eran sombreados; la sombra ofrece protección contra temperaturas extremas y desecación (Khurana y Singh, 2000); se ha observado que aunque las plántulas de *Bursera simaruba* tienen buena supervivencia sin sombra, ésta aumenta con sombra media (Ray y Brown, 1995).

En el pastizal no existe un dosel proporcionado por especies leñosas que suministre sombra y amortigüe los cambios en la temperatura. Además, por las características del suelo, que tiene un alto contenido de arcillas, se presentan problemas de anegamiento durante la temporada lluviosa, lo que produce un estado de hipoxia en las raíces, que lleva a un pobre desarrollo radicular e incluso provoca la muerte de plántulas y plantas de mayor tamaño (Galindo, 2006; Ayala, 2008). Se ha reportado que el anegamiento también contribuye a la baja supervivencia de *Cedrela odorata* en pastizales (Gerhardt, 1993). Por otro lado, la baja supervivencia encontrada en el bosque secundario, que fue inclusive menor a la registrada en el pastizal, es difícil de explicar, ya que en éste hay tanto micro-sitios expuestos como sombreados y se esperaba que fuera mayor a la del pastizal. Sin embargo, al final del período de estudio (y las observaciones realizadas un año después) sólo sobrevivieron aproximadamente el 6% de las plántulas tanto en el bosque maduro como en micrositios sombreados o semi-sombreados del bosque secundario, pero no en el pastizal.

Algunos trabajos han probado la eficacia de la siembra directa de semillas en la restauración de pastizales degradados con resultados favorables; por ejemplo en Brasil la germinación promedio de cinco especies arbóreas fue del 24% y la reducción de costos fue del 36% en comparación a la propagación en invernadero y el trasplante posterior, por lo que los autores recomiendan esta técnica como alternativa a métodos más costosos (Engel y Parrotta, 2001). Sin embargo, en este caso, aunque la germinación en campo fue mayor que en invernadero, existen problemas ligados a la siembra directa, como la fragilidad de las plántulas durante los primeros meses de vida y la alta mortalidad registrada en la primera temporada seca, especialmente en sitios abiertos, por lo que en ellos deberían sembrarse plántulas mayores, más resistentes. En la estación de restauración, la supervivencia de plantas de *B. copallifera* de seis meses de edad fue de aproximadamente 50% en el primer año (Rubí Félix, comunicación personal).

Conclusiones

- Se presentaron diferencias significativas en los porcentajes de germinación de las semillas colectadas en diferentes localidades.
- Las semillas de *B. copallifera* muestran un buen porcentaje de germinación en condiciones naturales.
- Las altas temperaturas y la escasez de agua durante la temporada seca representan limitantes para el establecimiento inicial de plántulas de *B. copallifera*. El porcentaje final de supervivencia de estas plántulas, después de un año fue de 6% en el mejor de los casos.
- Aunque la germinación en campo fue mayor que en invernadero, la gran fragilidad de las plántulas durante los primeros meses y la alta mortalidad registrada en la primera temporada seca no permiten recomendar esta técnica para la restauración de pastizales del noroeste de Morelos. En caso de realizarla, se recomienda realizar con antelación pruebas más extensivas en sitios con sombra parcial, ya que en ellos la supervivencia de las plántulas fue mayor.
- Para lograr un mayor éxito en el establecimiento es recomendable utilizar plántulas de mayor edad, tamaño y vigor, a fin de incrementar la supervivencia y el crecimiento, así como la resistencia a factores ambientales adversos.

Bibliografía

- Aguilera, N., 1989. Tratado de edafología de México. Tomo 1. Facultad de Ciencias. UNAM. México D.F.
- Andrés-Hernández, A. R. y Espinosa-Organista, D., 2002. Morfología de Plántulas de *Bursera Jacq. Ex L.* (Burseraceae) y sus implicaciones filogenéticas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 70: 5-12
- Ayala García, J. F., 2008. Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración ambiental “Barrancas del Río Tembembe” Morelos, México. Tesis de Maestría (Biología Ambiental). Facultad de Ciencias. UNAM. México D.F.
- Baskin, C.C., 2003. Breaking physical dormancy in seeds – focussing on the lens. *New Phytologist* 158: 229-232.
- Bewley, J.D. y M., Black., 1994. Seeds: physiology of development and germination. Plenum press. New York, U.S.A.
- Bonfil, C., Cajero, I. y R, Evans. 2008. Germinación de seis especies de *Bursera* del centro de México. *Agrociencia* 42:827-834.
- Burgos, A. y J. M., Maass, 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of western Mexico. *Agriculture Ecosystems & Environment* 104: 475-481.
- Cabin, J. R., Weller, G. S., Lorence, H. D., Cordell, S. y Hadway, J. L., 2002. Effect of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biological Conservation* 104:181-190

- Camacho-Rico, F., Trejo, I., Bonfil, C., 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78: 17-32.
- Cascante, A., Quesada M., Lobo J. J. y A. E. Fuchs, 2002. Effects of Dry Tropical Forest Fragmentation on the Reproductive Success and Genetic Structure of the Tree *Samanea saman*. *Conservation Biology* 16: 137-147
- Ceccon, E., Huante, P. y E. Rincón, 2006. Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forest Regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49:305-312
- Cervantes, V., López, M., Salas, N., y G. Hernández, 2001. Técnicas para propagar especies nativas de selva baja caducifolia y criterios para establecer áreas de reforestación. UNAM, SEMARNAP, PRONARE. México
- Cervantes, M. A., y M. E., Sotelo, 2002. Guías técnicas para la propagación sexual de diez especies latifoliadas de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos. Edición especial: 30. INIFAP-SAGARPA, México, D.F.
- Colina Simonin, M.G.P., 1987. Estudio de una población natural de linaloe *Bursera aloexylon* en Chaucingo, Gro. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM.
- Elliott, S., Kuarak, C., Navakitbumrung, P., Zangkum, S., Anusarnsunthorn, V. y Blakesley, D., 2000. Propagation Framework trees to restore seasonally dry tropical forest in northern Thailand. *New Forest* 23: 63-70
- Engel, L. V. y A. J. Parrotta, 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management* 152: 169-181

Ewel, J., 1980. Tropical Succession: Manifold Routes to Maturity. *Biotropica* 2:2-7

Fenner, M. y K., Thompson, 2005. The Ecology of Seeds. *Cambridge University Press*. Cambridge.

Figueroa, A. J., y A. S., Castro, 2000. Efecto de los herbívoros y patógenos en la sobrevivencia y crecimiento de plántulas en un fragmento del bosque templado húmedo de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 163-173

Flores, V.O. y P., Geréz, 1994. Biodiversidad y Conservación en México: Vertebrados, Vegetación y Uso del Suelo. (2nd Ed. ed.), CONABIO, UNAM. México.

Galindo, A., 2006. Problemática para el establecimiento de seis especies nativas de selva baja caducifolia en la recuperación de un sitio perturbado en las Barrancas del Tembembe, Morelos. Tesis de maestría (Biología) Instituto de ecología. UNAM. México.

García Flores, J. 2008. Diagnóstico ambiental de las unidades naturales de la estación de restauración ecológica “Barracas del río Tembembe” con fines de restauración. Tesis de Maestría (Biología Ambiental). Facultad de Ciencias. UNAM. México D.F.

Gentry, A.H., 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A. and Medina. *Seasonally Dry Tropical Forests* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 146–194.

- Gerhardt, K., 1993. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4: 361-364.
- Grubb, P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145.
- Guariguata, M. R. y R., Ostertag, 2001. Neotropical Secondary Forest Succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Guizar, N. A. y Sanchez, V. A., 1991. Guía para el reconocimiento de los principales árboles del alto Balsas. Universidad Autónoma Chapingo. México 207 p.
- Harper, J. L., Clatworthy J. N., McNaughton, I. H. y G. R., Sagar, 1961. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. *Evolution* 15: 209-227.
- Harms, E. K. y C. T., Paine, 2003. Regeneración de árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. *Ecosistemas* 3.
- Hau, C.H. B. y T. R. Corlett, 2003. Factors Affecting the Early Survival and Growth of Native Tree Seedling Planted on a Degraded Hillside Grassland in Hong Kong, China. *Restoration Ecology* 11: 483-488.
- Healy, A. E., 2008. Germination and seed viability of the seasonally dry tropical forest tree *Bursera copallifera* (DC.) Bullock (Burseraceae) and other common *Bursera* of Morelos, Mexico. Tesis de Maestría en Ciencias (horticultura y agronomía). Universidad de California. US.

Hernández-Apolinar, M., Valverde T. y S., Purata, 2005. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in Southern Mexico: An evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management* 223:139- 151.

Hernández-Apolinar, M., Valverde T., 2007. Regeneration of *Bursera grabifollia* in a dry tropical forest subject to anthropogenic disturbances: consequences, for population dynamics. pp: 167-190. En: *Forest Ecology Research Horizons*. N.C. Verne. Nova Science Publishers, Inc.

Holl, D. K., 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90:179-187.

INEGI., 1981. Síntesis Geográfica de Morelos. México, D.F.

Janzen D. H., 1967. Synchronization of sexual reproduction of trees within dry season in Central America. *Ecology* 21:620–637.

Janzen, D.H.,1998. Management of Habitat Fragments in a Tropical Dry Forest: Growth. *Ann. Missouri Botanical Garden* 75:105-116.

Kennard, K. D., 2002. Secondary Forest Succession in a Tropical Dry Forest: patterns of development across a 50-years chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18:53-66.

Khurana, E. y J.S., Singh., 2000. Ecology of Seed and Seedling Growth for Conservation and Restoration of Tropical Dry Forest: a review. *Environmental Conservation* 28: 39-52.

Kyereh, B., Swaine M. D. y J., Thompson, 1999. Effect of light on the germination of forest trees in Ghana. *Journal of Ecology* 87: 772-783.

- Landis, T. D., Tinus R. W. y J. P. Barnett, 1998. The container tree nursery manual. Vol. 6, Seedling propagation. Agriculture Handbook 674. Washington, D. C., USDA Forest Service. 166 pp.
- Lieberman, D. y M., Li, 1992. Seedling Recruitment Patterns in a Tropical Dry Forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3: 375-382.
- Luken, J.O., 1990. Directing ecological succession. Chapman and Hall. New York, EE.UU.
- Maluf de Souza, F. y J. L., Ferreira Batista, 2004. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191: 185-200.
- Miller, P. M. y J. B., Kauffman, 1997. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 103:191-201.
- Miller, P. M. y J. B., Kauffman, 1998. Seedling and Sprout Response to Slash-and-Burn Agriculture in a Tropical Deciduous Forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- Monroy, C. y R., Monroy, 2004. Análisis Preliminar de la Dominancia Cultural de las Plantas Útiles en el Estado de Morelos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 74: 77-95
- Murphy G. P. y E. A., Lugo, 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Núñez-García, C. y A., Azócar, 2004. Ecología de la Regeneración de Árboles de la Sabana. *Ecotropicos* 17: 1-24.

- 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. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F.
- Ramirez, R. C. B., 1996. Estructura y composición de las comunidades de plántulas del estrato arbóreo de selva baja caducifolia, en tres condiciones de disturbio en Acolapa, Morelos. Tesis de Licenciatura (Biología). Universidad Autónoma de Morelos, Cuernavaca, Morelos.
- Ray, G. J., y B. J., Brown, 1995. Restoration Caribbean dry forest: evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3:86- 94.
- Rzedowski, J., 1978. Vegetación de México. Editorial LIMUSA. México, D.F. 413 p.
- Rzedowski, J. y Kruse, H., 1979. Algunas Tendencias Evolutivas en Bursera (Burseraceae). *Taxon* 28:103-116
- Rzedowski, J., 1990. Vegetación Potencial. Atlas Nacional de México, Sección Naturaleza. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Rzedowski, J., 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica mexicana: Una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15:47-64
- Sáenz, C. A., 1962. Exploraciones arqueológicas en Xochicalco, Morelos. Boletín INAH 7:1-4.
- Sampaio, B. A., Holl, D. K. y Scariot, A., 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forest in Pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology* 15:462-471.

- Stern, M., Quesada, M. y Stoner, E. K., 2002. Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest Following Cattle Grazing. *Biología Tropical* 50:1021-1034.
- Teketay, D., y Granstrom, A., 1995. Soil seed bank in dry Afromontane forest of Ethiopia. *Journal of Vegetation Science* 6:777-786.
- Tobon Niedfeldt, W., 2005. Evaluación del crecimiento y establecimiento de plántulas de *Conzattia multiflora* para la restauración de las selvas bajas de Morelos. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F.
- Toledo, V.M., Carabias, J., Toledo, C. y C. González-Pacheco, 1989. La Producción Rural en México: Alternativas Ecológicas. Colección Medio Ambiente No. 6. Fundación Universo Veintiuno, México.
- Trejo, I., 1998. Distribución y diversidad de las selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Trejo, I. y R. Dirzo, 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo, I., 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. En: Halffer, G., Soberon, J., Koleff, P. y A. Melic. (eds.). El significado de la diversidad biológica: el significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma, pp 111-122. Monografías 3er Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo Diversitas y CONACYT, Zaragoza, España.

Valiente-Baunet, A., Bolongaro-Crevenna A., Briones O., Ezcurra E., Rosas M., Nuñez, H., 1991. Spatial relationships between cacti and nurse shrubs in a semi arid environment in central Mexico. *Journal of Vegetation Science* 2: 15-20.

Vásquez-Yanes, C. y A., Orozco-Segovia, 1990. Seed dormancy in the tropical rainforest. En: K. Bawa y M. Hadley, Editores, *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*, UNESCO-Parthenon Publisher, Carnforth, UK , pp. 247–259.

Vieira, L. M. D. y A. Scariot, 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forest for Restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.

Zamora, R., Hódar J. A. y J. M., Gomez, 1999. Plant-herbivore interactions: beyond a binary vision. p. 677-718 en: Pugnaire F. I., Valladares F. (editores). *Handbook of functional plant ecology*. Marcel Dekker, New York.