



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA Y LA COMPOSICIÓN  
DE LA SELVA BAJA CADUCIFOLIA CON DIFERENTES GRADOS DE  
CONSERVACIÓN EN LA ZONA DE XOCHICALCO, MORELOS, MÉXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

P R E S E N T A :

EVELYN PIÑA COVARRUBIAS



DIRECTORA DE TESIS: DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ

2005



FACULTAD DE CIENCIAS  
SECCION ESCOLAR

m. 347020



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ**  
**Jefe de la División de Estudios Profesionales de la**  
**Facultad de Ciencias**  
**Presente**

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo escrito:

**"Análisis de la estructura y la composición de la Selva Baja Caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, México".**

realizado por **Piña Covarrubias Evelyn**

con número de cuenta **09951407-5** , quien cubrió los créditos de la carrera de:

**Biología.**

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Directora de tesis  
Propietario

**Dra. Rosa Irma Trejo Vázquez**

Propietario

**Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders**

Propietario

**Dr. Rodolfo Dirzo Minjarez**

Suplente

**Dra. Angelina Martínez Yrizar**

Suplente

**M. en C. Luis Alfredo Pérez Jiménez**

**Consejo Departamental de Biología**

FACULTAD DE CIENCIAS

  
**M. en C. Juan Manuel Rodríguez Chávez**

UNIDAD DE ENSEÑANZA DE BIOLOGIA

A mis padres y hermano,  
que son lo más importante para mí

A mis abuelitos Modesta (†) y Roberto (†)

*A Demon*

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco:

Enormemente a mis padres y hermano sin los cuales no estaría aquí. Gracias por brindarme su amor y apoyo SIEMPRE que lo necesito. Los quiero mucho.

A la Dra. Irma Trejo, por tu gran apoyo durante todo el tiempo en el que realicé la tesis, por tus mil correcciones al escrito, por tu apoyo en campo (sin el cual seguramente hubiera estado perdida siempre), por tantos "ya ponte a hacer la tesis", pero sobre todo por tus consejos que tanto me han servido, no sólo académicos, sino personales. Muchísimas gracias por todo.

A la Dra. Consuelo Bonfil, por tu gran apoyo en toda la realización de la tesis, por tu apoyo en campo, por tus consejos, por la dedicación que pusiste para que la tesis "no quedara tan mal".

De igual forma a la Dra. Consuelo Bonfil, al Dr. Rodolfo Dirzo, a la Dra. Angelina Martínez y al M. en C. Alfredo Pérez por haber accedido a realizar las correcciones de esta tesis.

Al personal del Laboratorio Especializado de Ecología de la Facultad de Ciencias por su apoyo siempre que me atoraba en algo.

A la Dra. Teresa Valverde, al Dr. Zenón Cano, al Dr. Jorge Meave, a la Dra. Silvia Arguero y a la Dra. Irene Pisanty por sus consejos y dedicación durante todo el tiempo que duró el taller.

Al personal del Herbario Nacional de México (MEXU) por las facilidades otorgadas para la determinación de las especies.

A los taxónomos Rafael Torres, Alfredo Pérez, Mario Sousa, Francisco Ramos, Verónica Juárez, Fernando Chiang, Rosa María Fonseca, Jose Luís Villaseñor y Abisaí García por haberme ayudado con la determinación de las especies.

A Pedro E. Mendoza, Juan Ulloa, Fernando Camacho, Isabel Cajero y Esteban Benítez por su apoyo en campo. De igual forma a Fernando Camacho por su apoyo en la realización del Anexo 2.

Al proyecto IN-231802-3 de PAPIIT-DGAPA, por medio del cual se me otorgó financiamiento para la realización de esta tesis.

A mis grandes amigos Patricia G., Alejandro F., Hunab M. y Xóchitl P. Por los bellos momentos que hemos pasado y que nunca voy a olvidar. Por su apoyo moral que me han brindado cuando estoy al borde de la histeria. De igual forma a Rossella M. Alejandro C., Lucio B. y Rafael R. por su amistad y compañía durante tanto tiempo.

A la familia Aguilar Murillo por su apoyo, cariño y compañía. Muchas gracias por todo.



A mis primos y sobrinos jaliscoquillos. Por su amistad incondicional, su apoyo y su gran calidez.

A las familias Díaz Covarrubias, Villegas-Murillo Covarrubias, Covarrubias Zárate y Covarrubias Aguayo por su apoyo y cariño.

A Rosa Izela Díaz Covarrubias y a Oscar Arizpe Covarrubias, porque a través de ellos conocí el mundo de la ciencia.

A mis maestros de la Facultad de Ciencias, tanto a los buenos como a los malos, porque de cada uno aprendí algo valioso.

Enormemente a la Universidad Nacional Autónoma de México, ya que gracias a ella tuve la oportunidad de estudiar algo que me encanta y porque ha sido una parte muy importante de mi formación como persona. Además, por haberme brindado la infraestructura necesaria para la realización de la tesis.

# ÍNDICE

<b>I.</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>II.</b>	<b>ANTECEDENTES</b>	
2.1.	El disturbio .....	5
2.2.	Selva Baja Caducifolia.....	9
2.3.	La importancia de la sucesión y la estructura de la vegetación en la restauración ecológica .....	12
<b>III.</b>	<b>ZONA DE ESTUDIO</b>	
3.1.	El estado de Morelos.....	15
3.2.	La zona arqueológica de Xochicalco.....	16
<b>IV.</b>	<b>OBJETIVOS</b>	
4.1.	Objetivo general.....	18
4.2.	Objetivos particulares.....	18
<b>V.</b>	<b>SITIO DE ESTUDIO</b> .....	<b>19</b>
5.1.	Selección de sitios.....	19
5.2.	Geología, litología y suelos.....	22
5.3.	Hidrología.....	22
5.4.	Clima.....	23
<b>VI.</b>	<b>MÉTODOS</b>	
6.1.	Método de muestreo.....	24
6.2.	Análisis de resultados.....	25
<b>VII.</b>	<b>RESULTADOS</b>	
7.1.	Composición florística.....	29
7.2.	Estructura de la vegetación.....	33
7.3.	Estructura vertical.....	36
7.4.	Estructura diamétrica.....	37
7.5.	Densidad.....	39
7.6.	Frecuencia.....	40
7.7.	Dominancia.....	41

7.8. Valor de importancia relativa.....	42
7.9. Diversidad.....	44
7.10. Similitud entre sitios.....	46
<b>VIII. DISCUSIÓN.....</b>	<b>47</b>
<b>IX. CONCLUSIONES.....</b>	<b>56</b>
<b>LITERATURA CITADA.....</b>	<b>57</b>
<b>ANEXO 1.....</b>	<b>65</b>
<b>ANEXO 2.....</b>	<b>67</b>

## RESUMEN

El efecto de los disturbios antropogénicos en los ecosistemas naturales es evidente en todo el mundo. En particular, la Selva Baja Caducifolia es uno de los ecosistemas tropicales más amenazados. En el estado de Morelos, la Selva Baja Caducifolia ha sufrido reducciones significativas en su área durante las últimas décadas y los parches remanentes presentan altos grados de perturbación.

Este estudio se realizó en el contexto de un proyecto de restauración, para lo cual es importante contar con la información básica sobre la estructura y composición de las comunidades de la zona. Se analizó la estructura, composición florística y diversidad de la vegetación en tres sitios cercanos a la zona arqueológica de Xochicalco, Morelos sometidos a diferentes tipos de disturbio: Sitio 1, zona talada hace 60 años y excluida de ganado; Sitio 2, zona talada hace 60 años con registros de fuego en 1970 y en 1998; Sitio 3, zona sometida a perturbación constante por pastoreo por ganado vacuno y tala para uso doméstico. Las comunidades de los tres sitios presentaron diferencias en su composición florística, encontrándose una menor riqueza de familias, géneros y especies en los sitios 2 y 3; sin embargo, las familias Leguminosae y Burseraceae fueron las más abundantes en los tres sitios. La altura de los árboles y arbustos, la altura promedio, la cobertura, el DAP y el área basal fueron mayores en el sitio 1, aunque el sitio 3 presentó una mayor densidad de individuos. Debido a la presencia de una gran abundancia de individuos jóvenes, la estructura vertical y diamétrica de los tres sitios se encontraron sesgadas hacia las clases de altura y DAP pequeñas, lo que dio como resultado un estrato arbóreo de baja estatura.

La diversidad y la equitatividad de los sitios 2 y 3 fueron menores que las del sitio 1. En los tres sitios los árboles fueron la forma de vida dominante, aunque los arbustos también formaron parte importante de tales comunidades. Las lianas se encontraron en menor proporción.

En general, los valores de los parámetros estructurales y de diversidad encontrados en estos sitios muestran el efecto de los disturbios en las comunidades de la zona, siendo los más afectados los sitios 2 y 3. Al comparar los valores encontrados en éstos con los valores de sitios conservados cercanos a la zona de estudio se reconoció la pérdida de algunas características distintivas de una comunidad de SBC.

El grado de deterioro que presentan las comunidades de SBC del noroeste del estado de Morelos y, en particular, de la zona de Xochicalco, hace urgente su restauración y conservación. Se deben erradicar o, al menos, atenuar los efectos que los disturbios tienen sobre tales comunidades. Es necesaria la realización de estudios adicionales que aporten resultados complementarios a los obtenidos en el presente estudio, ya que la falta de conocimiento sobre las comunidades de SBC de la zona hace más compleja su restauración y conservación.

## I. INTRODUCCIÓN

El incremento en los disturbios ocasionados por las actividades humanas es un fenómeno de interés y preocupación mundial por su impacto en los ecosistemas. La naturaleza, extensión y magnitud de estos disturbios son enormes (Wali, 1999). En la actualidad, son pocos los lugares en los que no se presenta la influencia de algún disturbio inducido por el hombre, lo que ha causado modificaciones y empobrecimiento gradual de las comunidades naturales (Vázquez-Yanes y Orozco, 1989). Particularmente, los procesos productivos agropecuarios y forestales han provocado todo un conjunto de consecuencias ecológicas a nivel global que inciden en la transformación de los paisajes o hábitats naturales (Toledo *et al.*, 1989).

Los grados de alteración de las comunidades naturales que constituyen un ecosistema pueden ir de la simple explotación de algunos de sus recursos vegetales y animales, lo que conduce a cambios en las densidades demográficas de las especies explotadas, hasta la radical destrucción de las comunidades y del suelo en que éstas se desarrollan, como ocurre en los casos más extremos de erosión (Vázquez-Yanes y Orozco, 1989). Es por ello que se reconoce, cada vez más, que se deben tomar medidas para detener o revertir esta degradación (Hobbs, 1999). Por lo anterior, la restauración de la cubierta vegetal de las áreas naturales del planeta se ha convertido en una necesidad inaplazable (Vázquez-Yanes *et al.*, 1997).

De las comunidades tropicales que se distribuyen en México, la Selva Baja Caducifolia (SBC) es la que ocupa una mayor extensión (Trejo, 1996, 1998). En la actualidad, el 73% de la superficie de estas comunidades se encuentra alterada (Trejo y Dirzo, 2000). La deforestación de áreas de SBC se debe principalmente al cambio de uso del suelo por actividades agrícolas y ganaderas y las tasas que se registran son altas, de aproximadamente 1.9% anual, magnitud similar a la que se registra en las selvas altas perennifolias del país (2.0%; Masera *et al.*, 1997). La afinidad de los humanos por las zonas tropicales secas se ha considerado como una posible causa del deterioro extensivo de estas comunidades ya que, comparadas con las selvas lluviosas, tienen una estatura menor, lo que facilita la tala para su conversión a terrenos agrícolas; además, su clima es más propicio para la ganadería y los suelos son a menudo más fértiles (Murphy y Lugo, 1986).

El cambio de uso del suelo de la SBC causa una destrucción casi total de la selva y modifica el ciclo del agua y las principales funciones ecosistémicas. Cuando esto sucede, el riesgo de pérdida de especies es alto, aún en áreas relativamente pequeñas (Maass, 1995), debido al alto nivel de endemismos que presentan las comunidades de SBC de México (Rzedowski, 1991a, b; Trejo, 1998).

El fuego es uno de los agentes de disturbio más comunes en los trópicos (Masera *et al.*, 1997); es un componente integral de la agricultura de roza, tumba y quema y se utiliza extensivamente como herramienta de manejo, por ejemplo, para favorecer el rebrote del pasto para alimentar al ganado en las zonas desmontadas de SBC en México (Maass, 1995; Hartshorn y Whitmore, 1999; Kauffman *et al.*, 2003). Se estima que 30% del área de SBC del país afectada por el fuego es incapaz de recuperarse (Masera *et al.*, 1997).

El pastoreo en las selvas, que se practica con gran frecuencia en México, afecta considerablemente la regeneración de los árboles, pues las plántulas y las yemas de crecimiento comúnmente son consumidas por el ganado. El peso del ganado y el continuo apisonamiento del suelo lo endurecen dificultando, así, la oxigenación de las raíces y el establecimiento de plántulas (Vázquez-Yanes y Orozco, 1989). Además, se reduce de manera instantánea el tejido vegetal disponible para la captación de luz, agua o nutrientes y las reservas de energía y nutrientes de las plantas (Bradbury, 1999).

A pesar de la importancia que la SBC representa por su extensión, diversidad y endemismos, así como por su alto grado de explotación global, no existen muchos estudios sobre este tipo de vegetación; en especial son escasos los análisis de las diferencias en la composición y estructura entre diversas comunidades de SBC (Janzen, 1988; Gentry, 1995; Mooney *et al.*, 1995; Trejo y Dirzo, 2000; Cervantes *et al.*, 2001). Las selvas húmedas, por su parte, han recibido mucha mayor atención de la comunidad científica, lo que es evidente por la gran cantidad de estudios publicados hasta la fecha (Mooney *et al.*, 1995; Cervantes *et al.*, 2001). De lo anterior se desprende la necesidad de generar información relevante sobre las comunidades de SBC en México, ya que ésta permitirá moderar las actividades que ocasionan su deterioro, establecer medidas adecuadas para su conservación y diseñar las actividades de recuperación y rehabilitación que resulten más urgentes en cada caso.

Una de las alternativas para abordar el panorama de deterioro actual es la restauración ecológica, la cual se ha definido como “el proceso que tiene como meta la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2002) y constituye el conjunto de acciones más acorde con las metas de la biología de la conservación. Con ella, se intenta regresar activamente al ecosistema a su trayectoria histórica o estado original (Hunter, 1996; SER, 2002) o generar, al menos, un sistema similar al original en cuanto a composición, estructura y funcionamiento (SER, 2002).

El desarrollo de la cubierta vegetal permite conservar e incrementar la fertilidad del suelo y parte de la diversidad de plantas y animales. Las especies vegetales herbáceas y leñosas nativas que pueden crecer en zonas profundamente alteradas y que, con el tiempo, permiten recuperar la fertilidad del suelo, el microclima y el ciclo hidrológico constituyen un recurso fundamental para su restauración. Es necesario, por tanto, tener un buen nivel de conocimiento de las especies que presentan las propiedades biológicas y ecológicas más adecuadas para cada clima y condición ambiental (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). Adicionalmente, es necesario conocer las características fundamentales de la sucesión ecológica de las áreas perturbadas, pues debe constituir el núcleo de los argumentos usados en la planeación y el diseño de las estrategias de manejo para los proyectos de rehabilitación o restauración (Wali, 1999).

Para llevar a cabo las acciones de restauración es de gran importancia, tanto el conocimiento de la zona, como la consideración de la problemática socioeconómica específica de las diversas comunidades humanas, así como sus preferencias (p. ej., la utilidad que tengan las especies que se usarán), ya que esto integrará la base para el establecimiento de los planes de conservación y para el manejo de recursos naturales que aporten beneficios tanto económicos como culturales (Vázquez-Yanes y Batis, 1996; Rincón *et al.*, 1999).

La evaluación del estado en que se encuentran las distintas comunidades naturales y el efecto de los disturbios en las mismas requieren del conocimiento de su estructura y composición florística. Los cambios en la composición de especies en comunidades sujetas a diferentes tipos y grados de disturbio permiten reconocer qué especies son capaces de colonizar y sobrevivir en sitios sometidos a disturbios recurrentes y cuáles se establecen en aquéllos en que los disturbios han sido eliminados

y/o aminorados. El conocimiento de los cambios en los parámetros estructurales de estas comunidades es también imprescindible, pues permite elaborar escenarios sobre el curso del desarrollo y el tiempo implicado en su recuperación.

En este contexto se plantea el presente estudio, que aborda el análisis de la estructura y composición de sitios remanentes de SBC de la zona de Xochicalco, en el noroeste de Morelos. La información que en él se genere sobre la variación en la estructura y la diversidad de sitios sujetos a diferentes tipos e intensidades de disturbio será un elemento básico en la planeación y desarrollo de estrategias encaminadas hacia la restauración del área. Actualmente está en marcha un proyecto de restauración ecológica en la zona (del cual forma parte el presente estudio), que tiene entre sus objetivos prioritarios la restauración de las áreas degradadas de los taludes y riberas del río Tembembe, mediante el restablecimiento de las comunidades biológicas naturales (Bonfil *et al.*, 2004). El estudio que aquí se plantea aportará información fundamental para elaborar un “ecosistema de referencia” necesario para la restauración de la zona (SER, 2002).

Debe aclararse, sin embargo, que la falta de información sistemática sobre los disturbios y/o usos del suelo en la zona de estudio en las últimas décadas impidió establecer el régimen de disturbio al que han estado sometidas las diferentes áreas que la conforman. Por ello, el estudio no pudo plantearse con un carácter experimental ni constituye una descripción completa de la sucesión que se presenta en estas comunidades. Los resultados derivados del mismo deben tomarse, por tanto, como un acercamiento al conocimiento de las características estructurales, florísticas y de diversidad de la vegetación que presentan las comunidades vegetales de la zona sometidas a diferentes tipos e intensidades de disturbio.



## II. ANTECEDENTES

### 2.1. El disturbio

Un disturbio es un evento relativamente discreto en el tiempo y en el espacio que altera la estructura de las poblaciones, comunidades y ecosistemas (White y Pickett, 1985; Walker y Willig, 1999; Walker y del Moral, 2003). Los disturbios afectan a todos los biomas terrestres y pueden jugar un papel crítico en la determinación de los aspectos estructurales y funcionales de muchos ecosistemas (Willig y Walker, 1999). Pueden alterar la densidad, la biomasa o la distribución espacial de la biota al afectar la disponibilidad y distribución de recursos y sustratos o al alterar el ambiente físico. A menudo ocasionan la creación de parches y la modificación de la heterogeneidad espacial (Walker y Willig, 1999).

El disturbio puede ser definido como el agente que inicia los cambios en la estructura del sistema ecológico de interés. Los disturbios comúnmente se caracterizan por la tendencia central, la variabilidad y la distribución de tres atributos: a) frecuencia, que es la medida del número de eventos por unidad de tiempo o la probabilidad de que un evento ocurra, b) extensión, que es el área física afectada por un disturbio, y c) magnitud, que incluye dos atributos interrelacionados: la intensidad, que es la fuerza física de un evento y la severidad, la cual refleja la respuesta de la biota a los disturbios (Walker y Willig, 1999) y depende del carácter o de la fuerza de disturbio (p. ej., grandes tormentas o caídas individuales de árboles) y de la naturaleza de la vegetación existente, especialmente de su sensibilidad al disturbio (Glenn-Lewin y van der Maarel, 1992).

Los disturbios localizados crean parches de vegetación, tienen el efecto de eliminar organismos y de crear un espacio que puede ser colonizado por individuos de la misma o de otra especie. En una comunidad de etapas sucesionales tardías, un disturbio abre la vegetación, creando parches que son colonizados por especies oportunistas o pioneras, quienes después son reemplazadas por otras especies que tardan más tiempo en colonizar y en madurar (Mackenzie *et al.*, 1998). Los disturbios pueden ocasionar respuestas diferentes en los ecosistemas, dependiendo de la intensidad, duración y escala del impacto y de qué componentes o procesos del sistema sean afectados (Hobbs, 1999).

La mayoría de los bosques del mundo han estado sujetos a algún disturbio humano, generalmente por actividades extractivas y los que persisten son bosques secundarios, fragmentados y degradados o simplificados. El término “degradación” significa una pérdida de estructura, de productividad o de diversidad de especies nativas. La FAO la define como “cambios dentro de un bosque que afectan la estructura o función del sitio y disminuyen su capacidad de proporcionar productos o servicios”. Sin embargo, las percepciones de “lo degradado” pueden variar mucho de acuerdo con la perspectiva del observador. Esto se refleja incluso en las cifras oficiales: mientras que la FAO definió originalmente al bosque como “tierra no agrícola con una cobertura arbórea de al menos 20%”, cambió esta definición en el año 2000 a “tierra con cubierta arbórea de al menos 10%” (Lamb y Gilmore, 2003).

En la zona noroeste de Morelos sólo permanecen áreas pequeñas, generalmente degradadas de SBC, pues la presencia humana en la zona, además de muy extensa, es muy antigua. En la zona de Xochicalco y sus alrededores, en donde se realizó el presente estudio, los dos tipos de disturbio más comunes en los parches remanentes de selvas son el fuego y el pastoreo por ganado vacuno.

Aunque antes de la aparición del hombre ya existían fuegos naturales inducidos por el efecto de tormentas eléctricas en ausencia de lluvia o por otros agentes menos frecuentes, como erupciones volcánicas, fue después de la colonización humana que el fuego se convirtió en un disturbio recurrente que modificó el paisaje en extensas regiones, al ser utilizado por los agricultores y pastores con una amplia variedad de propósitos, como la limpieza de los terrenos recién desmontados para la agricultura, la eliminación de residuos agrícolas y de la vegetación para la eliminación de malezas, plagas y animales peligrosos y la quema de pastizales para favorecer el desarrollo de renuevos verdes para el consumo del ganado y con fines de cacería. Es por ello que el fuego ha sido un instrumento importante de la colonización y expansión del hombre sobre la Tierra (Vázquez-Yanes y Orozco, 1989).

El componente de un ecosistema en el que se percibe más fácilmente el efecto del fuego es la comunidad vegetal, ya que en un área incendiada recientemente se puede observar la ausencia de hierbas y arbustos, marcas oscuras en los árboles y restos de animales, mientras que no necesariamente todas las especies presentan respuestas

evidentes (p. ej., cambios en su tamaño poblacional). Además, la comunidad vegetal es la unidad ecológica que recibe el incendio y cuando éste se presenta, su efecto en una planta o en una población de plantas será determinado parcialmente por las características de aquellas que la rodean, por factores como la biomasa viva y muerta, por las abundancias relativas de especies con diferentes capacidades de combustión y por la estructura horizontal y vertical de la comunidad (Whelan, 1995).

Los incendios pueden detener el curso de la sucesión, iniciar o reiniciar una sucesión secundaria o promover una sucesión cíclica (Rodríguez, 1996). Pueden provocar cambios en la riqueza, composición de especies y en la biomasa de las comunidades vegetales (Whelan, 1995), mientras que afectan las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Rodríguez, 1996) al causar pérdidas de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio y calcio) y la muerte de microorganismos (p. ej., bacterias fijadoras de nitrógeno y micorrizas), además de hacer más probable la erosión al quemar raíces y humus que detienen el flujo de agua y ocasionar la muerte de árboles y arbustos que captan agua (Fuller, 1991).

Los efectos ecológicos del fuego en un ecosistema forestal están determinados en gran medida por la distribución vertical del material combustible. En un extremo, los fuegos a nivel del suelo pueden alterar temporalmente la estructura de la vegetación cerca del suelo, pero tener poco efecto en el crecimiento de los árboles. En el otro extremo, un fuego de copas puede dejar un sitio desprovisto de vegetación (Bradbury, 1999). En situaciones intermedias, los fuegos superficiales recurrentes pueden dificultar la regeneración de ciertas especies y favorecer la presencia de otras (Peña-Ramírez y Bonfil, 2003).

Por su parte, el pastoreo a gran escala en México se inició a partir de la conquista, con la introducción del ganado vacuno, ovino, caprino y caballar, que hizo necesario extender la superficie de pastoreo mediante el desarrollo de praderas inducidas en regiones en que anteriormente existía vegetación arbórea, lo que provocó la desaparición extensiva de muchas comunidades naturales (Vázquez-Yanes y Orozco, 1989). Aunque la tasa de crecimiento de la ganadería disminuyó a partir de la década de los ochenta, persisten las consecuencias del auge ganadero que se dio entre 1960 y 1980. Si bien en

menor intensidad, la apertura de la frontera ganadera ocurre en áreas cada vez más frágiles y los efectos son más severos (Carabias *et al.*, 1994).

El principal factor de degradación de las áreas naturales de México es la ganadería (Toledo, 1988). Actualmente, aunque el número de cabezas de ganado en el país se ha reducido, su impacto se ha acelerado. El área destinada a pastizales cultivados e inducidos (destinados a la ganadería) es de 23 millones de ha (12% del territorio nacional), con una tasa de crecimiento anual de 4.07% (800 000 ha; periodo de 1993 a 2000). Sin embargo, se estima que la superficie real ocupada por la ganadería es de 110 millones de ha (56%), por lo que el 44% de la superficie ganadera se encuentra en zonas con vegetación natural. En particular, de 1993 a 2000 la superficie ocupada por los pastizales cultivados e inducidos se incrementó 4 millones de ha. Lo anterior indica que cada vez hay una mayor superficie ocupada por cada animal, resultado del uso inapropiado del suelo (SEMARNAT, 2003).

El efecto del pastoreo sobre la vegetación y el suelo depende de varios factores, como el tipo de ganado (bovino, ovino o caprino), la densidad de los rebaños (intensidad de pastoreo), la estacionalidad de uso, el grado de manejo activo por el ganado (p. ej., movimiento de ganado entre los pastizales) y las características de la comunidad vegetal y del suelo (Vázquez-Yanes y Orozco, 1989; Fleischner, 1994). Los efectos ecológicos del pastoreo son variados y pueden: a) alterar la composición de especies de una comunidad, al disminuir la densidad y biomasa de especies individuales, reducir la riqueza de especies y modificar la organización de la comunidad, b) interrumpir el funcionamiento de los ecosistemas, al interferir en los ciclos de los nutrientes y de la sucesión ecológica, y c) alterar la estructura del ecosistema, al cambiar la estratificación de la vegetación, lo que puede contribuir a la erosión del suelo y a la disminución de la disponibilidad de agua para las comunidades (Fleischner, 1994).

En el trópico subhúmedo del país, que incluye a las comunidades de SBC, la ganadería extensiva ha propiciado la sustitución de las selvas por potreros, lo cual tiene fuertes repercusiones en el ciclo hidrológico, ocasiona la pérdida de la biodiversidad y causa el empobrecimiento de los suelos al perder su dinámica original (Carabias *et al.*, 1994). El uso más común de la tierra en la mayoría de las comunidades de SBC del país consiste en la ganadería, principalmente por ganado vacuno que pasta libremente sobre

grandes extensiones de selva (Rzedowski, 1978) y la conversión del suelo a pastizales para sostener la expansión continua del ganado es el factor predominante de deforestación en tales ecosistemas (57%; Masera *et al.*, 1992).

## 2.2. La Selva Baja Caducifolia

La Selva Baja Caducifolia (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963), también conocida como bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1978), bosque tropical seco (“tropical dry forest”; Murphy y Lugo, 1986) o bosque tropical seco estacional (“seasonally dry tropical forest”; Mooney *et al.*, 1995) es el tipo de vegetación tropical distribuido más ampliamente en México. Del total de comunidades tropicales que cubren el territorio nacional, alrededor del 60% corresponde a SBC (Trejo, 1996, 1998).

La SBC llegó a ocupar en el pasado el 14% del territorio nacional, aproximadamente 269 555 km<sup>2</sup> (Trejo y Dirzo, 2000). Sin embargo, debido al gran deterioro que ha sufrido, se calcula que en 1980 cubría 159 800 km<sup>2</sup>, que corresponden al 8.2% del territorio nacional (Trejo, 1996).

La distribución de la SBC incluye la vertiente del Pacífico mexicano, desde el municipio de San Javier, Sonora (Martínez-Yrizar *et al.*, 2000) y Chihuahua hasta Chiapas y la frontera con Guatemala, con algunas penetraciones profundas a lo largo de los ríos Santiago y Balsas, así como de sus principales afluentes y en la zona del Bajío; además se presenta un manchón aislado en Baja California. En la vertiente Atlántica se encuentra en la región de la Huasteca y en la parte norte de la Península de Yucatán y una fracción de Campeche (Rzedowski, 1978; Trejo 1996, 1998; Fig. 1a, pág. 21).

En México, las comunidades de SBC se desarrollan entre los 0 y 1900 m s. n. m., preferentemente por debajo de los 1500 m. Un factor ecológico muy importante que define su distribución geográfica es la temperatura, en especial la mínima extrema, que en general no es menor de 0°C. La temperatura media anual va de los 18 a los 28°C, más frecuentemente de los 22 a 26°C (57%; Rzedowski, 1978; Trejo, 1999). El intervalo de precipitación media anual varía de 300 a 1500 mm (con más frecuencia entre 700 y 1200 mm; Trejo, 1999).

Otra característica de la SBC es su presencia en zonas con dos estaciones bien marcadas en relación con la disponibilidad de humedad: la lluviosa y la seca. Esto provoca cambios fenológicos, lo que ocasiona dos aspectos claramente distintos. Tal fenómeno constituye una de las características más sobresalientes de este tipo de vegetación (Trejo, 1996). Durante la época lluviosa es notable la abundancia de follaje completamente verde en la totalidad del paisaje, con nuevos brotes que surgen al final de la época de secas. En contraste, durante el estío, el cual abarca varios meses (entre 5 y 8), hay una marcada pérdida de follaje en la gran mayoría de las plantas y predomina un aspecto gris en el paisaje (Rzedowski, 1978; Trejo, 1996).

Este tipo de vegetación se localiza preferentemente sobre laderas de cerros con pendientes que van de moderadas a fuertes, con características geológicas y edáficas muy variables, lo cual contribuye a su gran diversidad florístico-fisonómica y a la gran variación de condiciones ambientales en las que se desarrolla (Rzedowski, 1978; Trejo, 1996, 1998, 1999). Generalmente se encuentra en suelos someros pedregosos, con un drenaje superficial rápido y uno profundo regular (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963).

En un estudio en 20 sitios de SBC del país, Trejo (1998) reportó que en 1000 m<sup>2</sup> se pueden encontrar en promedio 582 ( $\pm$  132) individuos con un DAP  $\geq$  1 cm; 116 ( $\pm$  32)  $\geq$  a 10 cm y 11 ( $\pm$  6)  $\geq$  30 cm; con área basal promedio de 5.68 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Las formas de vida predominantes son los árboles (52% del total) y los arbustos (35%), a diferencia de las lianas y cactus, que se encuentran en menor proporción (8 y 5%, respectivamente). La mayor dominancia (área basal) la presentan los árboles, con un 78%.

En las comunidades de SBC del país la altura de los árboles varía de 5 a 15 m y con más frecuencia de 8 a 12 m y forman, de manera general, un estrato uniforme, aunque pueden existir algunos individuos emergentes de mayor altura. Las copas de las especies del estrato dominante son convexas o planas y su anchura a menudo iguala o aventaja la altura de la planta. El diámetro de los troncos por lo general no sobrepasa 50 cm y muchas especies tienen cortezas de colores llamativos y superficie brillante, con partes externas exfoliantes (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963; Rzedowski, 1978). Un ejemplo de ello lo constituyen especies del género *Bursera*, que son un componente muy importante de la vegetación.



Típicamente, cuando se encuentran en estado natural o con escasa perturbación son comunidades densas, y en la gran mayoría de los casos es relativamente fácil distinguir a las SBC de otras comunidades vegetales, tanto por su fisonomía y fenología, como por su composición florística y sus requerimientos ecológicos (Rzedowski, 1978). Sin embargo, la gran amplitud en su distribución geográfica, así como la variación en las condiciones físicas en las que se establecen, dificulta en gran medida el reconocimiento de estas comunidades dentro de un mismo tipo de vegetación cuando las condiciones climáticas tienden a ir a los extremos y el contacto con otras comunidades adaptadas a esas características ambientales (bosque espinoso o matorral en el extremo seco y comunidades subcaducifolias en el extremo húmedo) es más cercano (Trejo, 1998).

En las comunidades de SBC de México predominan los elementos neotropicales y hay escasez o ausencia de holárticos (Rzedowski, 1978, 1991b; Arias *et al.*, 2002). Predominan las especies de las familias Leguminosae, Euphorbiaceae, Cactaceae, Burseraceae, Compositae, Malpighiaceae, Rubiaceae y Anacardiaceae, entre otras (Trejo y Hernández, 1996; Trejo 1998).

Con respecto a la fauna, el 19.6% de las especies de vertebrados endémicas de Mesoamérica habitan la SBC y del total de especies que se pueden encontrar en ellas, el 16.9% (253 especies) son endémicas a las mismas (Flores y Gerez, 1994). En particular, en las comunidades de SBC del país se pueden encontrar 824 especies de vertebrados, de las cuales 90 son endémicas de ellas (Ceballos y García, 1995).

En general, las comunidades de SBC son menos diversas que algunas selvas húmedas o lluviosas, pero más diversas que algunos tipos de selvas subtropicales húmedas (Gentry, 1995). En particular, las comunidades de SBC de México son las más diversas de su tipo en el mundo (Dirzo, 1992). En su estudio con SBC en el país, Trejo (1998) encontró hasta 46 familias, 105 géneros, 123 especies con DAP  $\geq 1$  cm, 51 con DAP  $\geq 10$  cm y 15 con DAP  $\geq 30$  cm y un valor de diversidad (índice de Shannon) de 4.17 en un área de 0.1 ha. Además de presentar una alta riqueza y diversidad de especies vegetales, las comunidades de SBC del país presentan un número considerable de especies endémicas, ya que el 60% de las especies que constituyen las comunidades de SBC sólo se encuentran en México (Rzedowski, 1991a, b; Trejo, 1998). Esto, desde el punto de vista de la conservación, puede ser más importante que la diversidad, ya que las

concentraciones de taxa locales endémicos pueden ser más valiosas que las comunidades con alta diversidad compuestas principalmente por especies de amplia distribución (Gentry, 1995). El alto recambio de especies (diversidad  $\beta$ ) de estas comunidades es también notable y provoca que existan asociaciones florísticas muy distintas a nivel de especie (Trejo y Dirzo, 2002).

### **2.3. La importancia de la sucesión y la estructura de la vegetación en la restauración ecológica**

La sucesión ecológica es el cambio de especies a través del tiempo que se presenta después de un disturbio y ocurre a través de un amplio rango de escalas espaciales; no siempre es lineal y raramente alcanza un punto de equilibrio. Es un proceso que puede ocurrir a diferentes tasas en hábitats diferentes, como respuesta a las condiciones ambientales locales. Es fácilmente reconocible en muchos ecosistemas, pero puede ser menos obvia o incluso inexistente en ambientes sometidos al estrés, como los desiertos y las tundras. (Walker y del Moral, 2003).

El disturbio no sólo inicia la sucesión, sino que influye en su trayectoria subsecuente y puede determinar su tasa, duración y término durante sus intervenciones sucesivas (Connell y Slayter, 1977; Willig y Walker, 1999; Walker y del Moral, 2003). Después de la etapa inicial de un proceso sucesional, los factores locales ambientales y del terreno comienzan a intervenir, siendo el estrés el principal factor de modificación de las tasas sucesionales. Usualmente, una vez que las especies vegetales comienzan la invasión del terreno (un proceso fuertemente influenciado por los factores ambientales), las condiciones comienzan a mejorar e inicia una interacción con el ambiente local (Walker y del Moral, 2003). Cualquier factor ambiental que modifique la tasa de acumulación de biomasa afectará la tasa de sucesión. Los factores más importantes son la humedad, la temperatura, los nutrientes, la salinidad, los efectos del paisaje y el disturbio (Walker y del Moral, 2003).

El disturbio y la sucesión son conceptos relacionados entre sí y, en consecuencia, si se realiza un estudio con alguno de ellos, inevitablemente se debe considerar al otro. Aunque la sucesión no es inevitable, es probable que ocurra después de la mayoría de los disturbios, y los efectos de éstos a menudo son medidos por su influencia en la sucesión



(Willig y Walker, 1999). Por otra parte, se ha planteado que la manipulación de la sucesión puede reducir la severidad de los disturbios y contribuir a la restauración ecológica (Willig y Walker, 1999). De acuerdo con Luken (1990), el manejo a largo plazo de las comunidades de plantas debe incluir a la sucesión como parte integral del mismo. Según el mismo autor, la sucesión puede ser manipulada con fines de manejo para la conservación y restauración de las comunidades, para modificar la diversidad de las comunidades de plantas y animales, reforestar sitios drásticamente perturbados, conservar especies raras o amenazadas y minimizar la erosión.

Sin embargo, para lograr la manipulación de la sucesión es necesario realizar estudios que describan la estructura y la composición de la vegetación de las comunidades, tanto perturbadas, como en buen estado de conservación. Esto permitirá conocer los diferentes estados sucesionales de las comunidades, con lo cual se podrá contar con un punto de partida para la restauración ecológica de las zonas perturbadas y permitirá la realización de comparaciones entre sitios. Las comunidades más conservadas generalmente constituyen los llamados "ecosistemas de referencia" en los proyectos de restauración ecológica y constituyen un modelo para la planeación de los proyectos y para su posterior evaluación (SER, 2002).

Es posible vincular la restauración de la estructura, la composición y otras propiedades de los ecosistemas posteriores al disturbio con estados conocidos de esas propiedades, ya sean provenientes de una historia reciente (si hay datos temporales disponibles) o de ecosistemas similares y menos degradados del área. Para ello, es necesario el análisis de tales propiedades, para lo cual un requisito previo es el desarrollo de un conjunto de indicadores o de variables de respuesta del ecosistema que sean de fácil medición, los cuales pueden ser monitoreados a medida que la restauración avanza (Hobbs, 1999). Entre estos atributos se encuentran:

- a) La estructura de la comunidad y las formas de crecimiento, la cuales determinan la estratificación (disposición vertical en capas) de la comunidad (Krebs, 1985); en particular, la altura de las plantas puede ser empleada como una medida de ambientes favorables, mientras que la cobertura es una de las características más importantes de la vegetación para determinar la naturaleza de una comunidad, así como las relaciones cuantitativas ente las especies (Hanson y Churchill, 1961).

- b) El predominio de las especies. Las especies dominantes son aquellas altamente exitosas en sus relaciones ecológicas con el ambiente y con otras especies, y determinan, hasta cierto punto, las condiciones bajo las cuales las especies asociadas crecerán (Hanson y Churchill, 1961; Krebs, 1985). La dominancia expresa la influencia de una o más especies en un área e implica la medida en que las poblaciones de otras especies son más o menos suprimidas o reducidas en número o vitalidad (Hanson y Churchill, 1961).
  
- c) La abundancia relativa, que mide las proporciones relativas de diferentes especies de la comunidad (Krebs, 1985). La densidad poblacional es importante debido a que muestra la importancia relativa de cada especie en un área cuando varias especies tienen formas de vida y tamaños similares. Además, los datos de la densidad poblacional a menudo son indispensables para medir los efectos del fuego y el cambio sucesional (Hanson y Churchill, 1961).
  
- d) La determinación de la frecuencia, que a menudo es necesaria en el área de muestreo para corroborar impresiones generales de los valores relativos de las especies en un área (Hanson y Churchill, 1961).
  
- e) La diversidad de especies (Krebs, 1985), frecuentemente considerada como indicadora del estado de los sistemas ecológicos (p. ej., al comparar comunidades similares con diferentes grados de disturbio). Puede ser medida tomando en cuenta el número de especies, la descripción de sus abundancias relativas o con una medida que combine los dos componentes (p. ej., la equitatividad, que es una medida de la uniformidad en la que los individuos están distribuidos en las diferentes especies de la comunidad; Krebs, 1985; MacDonald, 2003). En particular, la diversidad  $\beta$  es una medida de diferenciación (o igualdad) que una variedad de hábitats o muestras tienen en términos de la variedad (y algunas veces de abundancia) de especies encontradas en ellos. Una manera de ver a la diversidad  $\beta$  es realizar comparaciones de la composición de especies entre comunidades diferentes. Entre menos especies compartan las comunidades, más alta será (Magurran, 1988).
  
- f) El valor de importancia, ya que combina y, de cierta forma, pondera diferentes atributos de las especies en una comunidad en situaciones en las que valores muy

altos de alguna categoría enmascaran la importancia de otras categorías con valores más bajos (Matteucci y Colma, 1982). El análisis del valor de importancia como apoyo metodológico para medir la diversidad biológica permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a los disturbios ambientales (Jiménez, 2004).

- g) La estructura trófica (Krebs, 1985) y la productividad primaria (Krebs, 1985; MacDonald, 2003), que pueden ser indicadoras de la complejidad de los ecosistemas.

### III. ZONA DE ESTUDIO

#### 3.1. El estado de Morelos

Morelos está situado al sur del Distrito Federal, aproximadamente entre los 18°20' y 19°07' de latitud N y 98°37' y 99°30' de longitud O. Es una de las entidades federativas más pequeñas de México, con una superficie de sólo 4999 km<sup>2</sup> y una amplia variación altitudinal que va de los 700 a los 5000 m s. n. m. (Trejo y Hernández, 1996). Forma parte de la cuenca del río Balsas, la cual está considerada como un importante centro de endemismos (Rzedowski, 1991a, b) y, tal vez, el reservorio más rico de vegetación de SBC en México (Martínez-Yrizar *et al.*, 2000). El tipo de vegetación más importante por su extensión, en el estado, es la SBC, que se puede encontrar en las zonas cálidas y semicálidas, por debajo de los 1800 m s. n. m., en lomeríos de suelos someros y pendientes de fuertes a moderadas (Trejo y Hernández, 1996; Trejo, 1998).

En las comunidades vegetales de la SBC en la entidad se pueden encontrar 1769 especies, de las cuales 544 son endémicas de México (Bonilla-Barbosa y Villaseñor, 2003) y se distinguen por la dominancia de especies como *Pithecellobium dulce*, *Amphyterigium adstringens*, *Lysiloma divaricatum*, *Lysiloma acapulcense*, *Leucaena esculenta*, *Erythrina americana*, *Bursera bipinnata*, *Bursera copallifera*, *Bursera glabrifolia*, *Bursera fagaroides*, *Bursera longipes*, *Bursera lancifolia*, *Ceiba aesculifolia*, *Ceiba parvifolia*, *Ipomoea arborescens*, *Ipomoea pauciflora* y *Conzattia multiflora* principalmente, aunque puede contener algunos elementos subcaducifolios como *Ficus* spp. o cactáceas como *Neobuxbaumia mezcalaensis* y *Stenocereus* spp. (obs. pers., Trejo, 1998; Boyás *et*

altos de alguna categoría enmascaran la importancia de otras categorías con valores más bajos (Matteucci y Colma, 1982). El análisis del valor de importancia como apoyo metodológico para medir la diversidad biológica permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a los disturbios ambientales (Jiménez, 2004).

- g) La estructura trófica (Krebs, 1985) y la productividad primaria (Krebs, 1985; MacDonald, 2003), que pueden ser indicadoras de la complejidad de los ecosistemas.

### III. ZONA DE ESTUDIO

#### 3.1. El estado de Morelos

Morelos está situado al sur del Distrito Federal, aproximadamente entre los 18°20' y 19°07' de latitud N y 98°37' y 99°30' de longitud O. Es una de las entidades federativas más pequeñas de México, con una superficie de sólo 4999 km<sup>2</sup> y una amplia variación altitudinal que va de los 700 a los 5000 m s. n. m. (Trejo y Hernández, 1996). Forma parte de la cuenca del río Balsas, la cual está considerada como un importante centro de endemismos (Rzedowski, 1991a, b) y, tal vez, el reservorio más rico de vegetación de SBC en México (Martínez-Yrizar *et al.*, 2000). El tipo de vegetación más importante por su extensión, en el estado, es la SBC, que se puede encontrar en las zonas cálidas y semicálidas, por debajo de los 1800 m s. n. m., en lomeríos de suelos someros y pendientes de fuertes a moderadas (Trejo y Hernández, 1996; Trejo, 1998).

En las comunidades vegetales de la SBC en la entidad se pueden encontrar 1769 especies, de las cuales 544 son endémicas de México (Bonilla-Barbosa y Villaseñor, 2003) y se distinguen por la dominancia de especies como *Pithecellobium dulce*, *Amphyterigium adstringens*, *Lysiloma divaricatum*, *Lysiloma acapulcense*, *Leucaena esculenta*, *Erythrina americana*, *Bursera bipinnata*, *Bursera copallifera*, *Bursera glabrifolia*, *Bursera fagaroides*, *Bursera longipes*, *Bursera lancifolia*, *Ceiba aesculifolia*, *Ceiba parvifolia*, *Ipomoea arborescens*, *Ipomoea pauciflora* y *Conzattia multiflora* principalmente, aunque puede contener algunos elementos subcaducifolios como *Ficus* spp. o cactáceas como *Neobuxbaumia mezcalaensis* y *Stenocereus* spp. (obs. pers., Trejo, 1998; Boyás *et*

*al.*, 2001). Con respecto a la fauna contenida en la SBC del estado, Flores y Gerez (1994) reportan que 48 especies de vertebrados habitan la entidad, dentro de las cuales se encuentran 5 (10.4%) endémicas de la misma.

Se calcula que originalmente el 57.3% del territorio de Morelos debió estar ocupado por SBC (alrededor de 2843 km<sup>2</sup>; Fig. 1b). Sin embargo, debido a la intensa actividad humana agrícola y ganadera que se ha llevado a cabo en esta entidad desde tiempos prehispánicos (con centros urbanos importantes), han ocurrido grandes cambios en la cobertura vegetal; ya para 1973 se había perdido más del 51% de la SBC (29.4% del territorio del estado; 1459 km<sup>2</sup>) y en 1989 sólo quedaba en pie alrededor del 38% (22.1%; 1096 km<sup>2</sup>). De éste, sólo el 50% (19%; 527 km<sup>2</sup>) puede considerarse en buen estado de conservación, ya que 17% se encuentra alterado (comunidades secundarias de SBC) y muestra signos claros de perturbación, pero aún con elementos de la SBC original; 31% se encuentra degradado, constituyendo matorrales (10%), pastizales y áreas dedicadas a la ganadería (11%) o simplemente sin cobertura vegetal (10%). El 33% restante se encuentra dedicado a actividades agrícolas (Trejo y Dirzo, 2000; Fig. 1c). En general, los remanentes de SBC se localizan en sitios escarpados, en donde la agricultura difícilmente prospera, por lo cual estos sitios han actuado como refugios para este tipo de vegetación (Trejo y Hernández, 1996; Trejo y Dirzo, 2000).

Las diversas especies vegetales en la zona tienen una gran variedad de usos, como ornamental, forraje, sustancias químicas, comestible, curtientes, artesanías, medicinal, tutores, agrícola, combustibles, cercos y para construcción (Boyás *et al.*, 2001).

### **3.2. La zona arqueológica de Xochicalco**

El presente estudio se realizó en la zona arqueológica de Xochicalco, la cual se sitúa en un conjunto de cerros que se extienden a lo largo del río Tembembe. Las estructuras cívico-ceremoniales y los restos residenciales se distribuyen a lo largo de seis cerros conocidos como Cerro Xochicalco, Coatzin (también conocido como La Bodega), Loma Larga, Temascal, La Silla y La Fosa (Hirth, 2000).

En la antigüedad, Xochicalco fue un magno centro ceremonial y lugar de contacto en donde se fusionaron diferentes culturas, como la teotihuacana, zapoteca, maya y

tolteca principalmente (Sáenz, 1962). Fue fundada alrededor del año 700 d. C. y tuvo una vida de tan sólo 200 años, ya que hacia el siglo X fue abandonada, después de haber sido incendiada y saqueada (Garza y González, 1995). Se cree que pudo haber mantenido entre 9 000 y 15 000 habitantes (Hirth, 2000).

El Cerro Xochicalco constituye el centro de la zona arqueológica. Grandes terrazas rodean las laderas del cerro, las cuales en la antigüedad estuvieron repletas de estructuras residenciales y se encontraron densamente pobladas; se ha calculado que alrededor de 3 900 - 5 700 habitantes poblaron un área de 41 ha (95 a 138 habitantes ha<sup>-1</sup>). Por su parte, el Cerro Coatzin está rodeado en su extremo este por algunas terrazas grandes y tiene un gran complejo cívico-ceremonial en su cúspide. Se cree que en la antigüedad fue un área cívico-ceremonial con menor densidad de población, con alrededor de 50 - 100 habitantes en un área de 2 ha (25 a 50 habitantes ha<sup>-1</sup>; Hirth, 2000).

Los suelos alrededor de la zona son pobres (ver sección 5.2.), por lo que se considera como un territorio agrícola marginal, poco apropiado para el cultivo de temporal, y muchas de las tierras sólo sirven como pastizal, por lo que se cree que en Xochicalco no se producían alimentos y en vez de ello eran cultivados en los valles de los alrededores (Garza y González, 1995). En la actualidad, sólo el pastoreo esporádico por ganado y la agricultura dispersa se practican a lo largo del río Tembembe y en los márgenes occidentales de la zona arqueológica (Hirth, 2000).

## **IV. OBJETIVOS**

### **4.1. Objetivo general**

Analizar la estructura, composición florística y diversidad de la vegetación en parches remanentes de SBC en la zona de Xochicalco, Morelos, con el fin de describir la variabilidad en las características de la vegetación del área y aportar elementos para la restauración de las zonas perturbadas de la región.

### **4.2. Objetivos particulares**

- a) Describir la estructura de la vegetación y la composición florística de la SBC en tres sitios con evidencias de disturbios.
- b) Analizar las diferencias estructurales, florísticas y de magnitud de la diversidad de tales sitios en relación con su grado de disturbio.
- c) Comparar los resultados obtenidos con la información disponible con otros sitios similares y para una SBC promedio del país, en particular, con el estudio realizado por Trejo (1998).

## **V. SITIO DE ESTUDIO**

El estudio se llevó a cabo de diciembre de 2002 a junio de 2003, dentro de los límites de la zona arqueológica de Xochicalco (Fig. 1d), en el municipio de Miacatlán, el cual tiene una población de 23 984 habitantes (INEGI, 2001) y cuenta con una extensión de 19 676.16 ha (Gómez, 2000). Se encuentra localizado al noroeste del estado de Morelos y limita al norte con el Estado de México y con los municipios de Temixco y Cuernavaca, al sur con Puente de Ixtla y Mazatepec, al este con Xochitepec y al oeste con Coatlán del Río y con el Estado de México. Forma parte importante de la Cuenca del río Tembembe, ya que el 60.5% de dicha cuenca se encuentra dentro de los límites del municipio (Gómez, 2000).

### **5.1. Selección de sitios**

Se seleccionaron tres sitios de estudio con base en: 1) su disponibilidad, ya que las comunidades de SBC de la región se encuentran severamente perturbadas; 2) la cercanía entre ellos; 3) su orientación, que fuera similar para evitar posibles diferencias en las variables ambientales; 4) que se localizaran dentro del polígono de protección de la zona arqueológica de Xochicalco, para suponer un cierto nivel de protección en los sitios y, por lo tanto, niveles de disturbio menores que los terrenos pertenecientes a los habitantes de la región y 5) que mostraran evidencias de diferentes tipos y niveles de disturbios. Los sitios son:

- a) Sitio 1 (S1): Se localiza en las laderas del Cerro Xochicalco, en el cual se encuentran las ruinas arqueológicas del mismo nombre. Es una zona que fue talada hace aproximadamente 60 años para realizar las exploraciones arqueológicas de las ruinas y en 1993 fue excluida de ganado debido a la creación del polígono de protección de la zona arqueológica.
- b) Sitio 2 (S2): Se localiza en el Cerro Coatzin o La Bodega, el cual también fue talado hace aproximadamente 60 años. Presenta evidencias de incendios recurrentes (troncos de árboles quemados y cenizas en el suelo), que de acuerdo con los vigilantes de la zona arqueológica se presentaron al menos en dos fechas (1970 y 1998). También presenta evidencias de pastoreo por ganado vacuno.



c) Sitio 3 (S3): Se localiza aproximadamente a 1.5 km al sureste de la ciudadela de la zona arqueológica. Es una zona sometida a disturbio constante por pastoreo por ganado vacuno y tala selectiva para obtener leña para uso doméstico. En este sitio también se encontraron evidencias de incendios de menor escala, sin fechas registradas.

Los sitios de estudio se localizan entre los 18°47'40" - 18°48'40" N y 99°17'00" - 99°18'00" O y tienen una distancia máxima entre ellos de 1.8 km. La diferencia de altitud es de 200 m (1180 a 1380 m s. n. m.), las orientaciones de las laderas analizadas van del suroeste al noreste y las pendientes de los 10 a los 36° (Cuadro 1).

Cuadro 1. Datos generales de los sitios de estudio en la zona de Xochicalco, Morelos.

Sitio	Coordenadas		Intervalo de altitudes (m s. n. m.)	Altitud promedio (m s. n. m.)	Orientación de la ladera	Intervalo de pendientes (grados)	Pendiente promedio (grados)
	Latitud	Longitud					
1	18°48'20" 18°48'33"	99°17'47" 99°18'00"	1270-1320	1298	NO - SO	10-35	24.4
2	18°48'28" 18°48'40"	99°17'20" 99°17'36"	1260-1380	1325	N - NE	16-36	24.2
3	18°47'40" 18°47'45"	99°17'13" 99°17'00"	1180-1220	1197	NO - NE	15-30	23.9

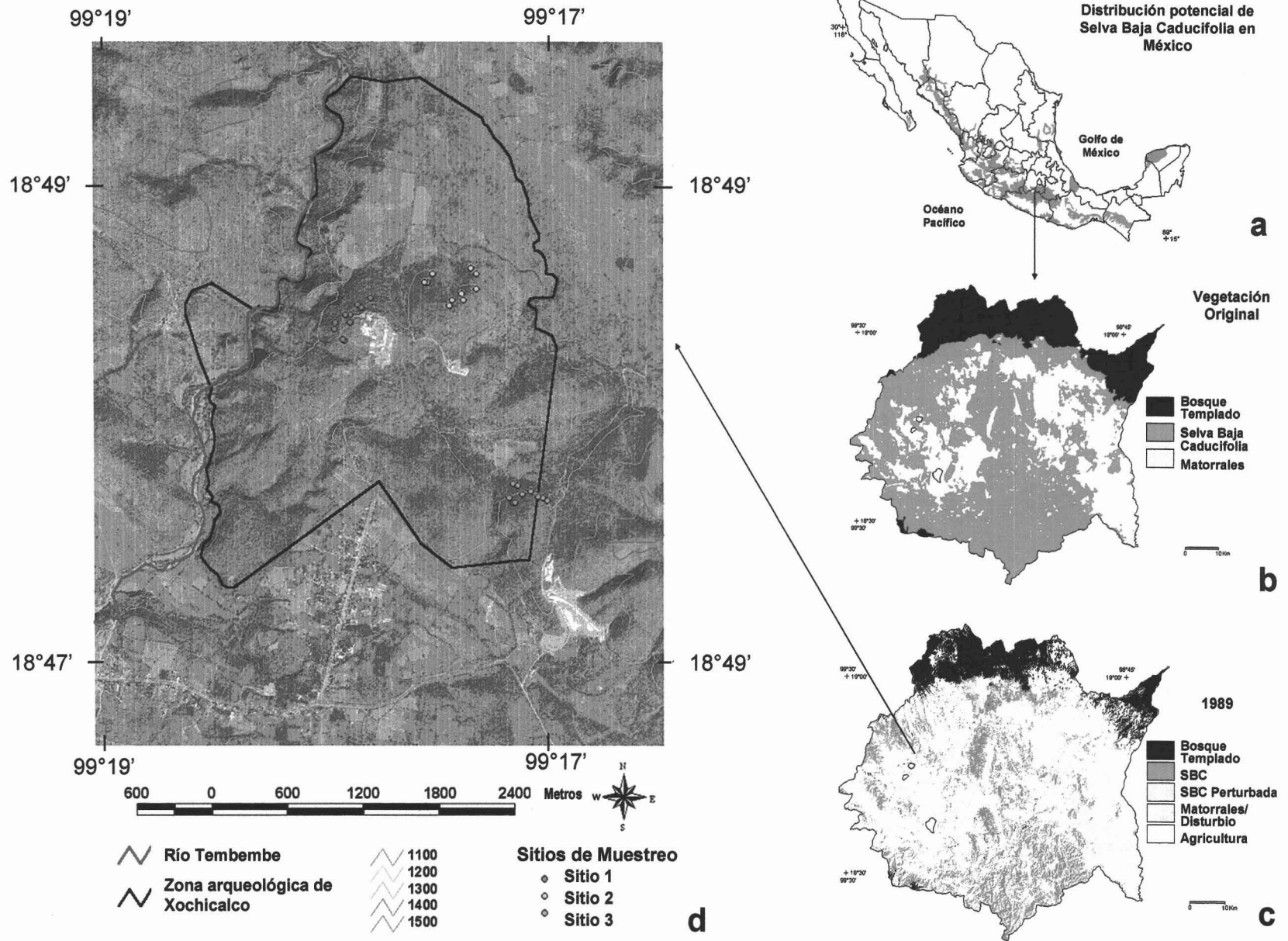


Figura 1. Distribución potencial de la SBC en México (a; Rzedowski, 1990), cobertura vegetal original (b) y remanente en 1989 (c) en el estado de Morelos (Trejo y Dirzo, 2000) y ubicación del área de estudio (c-d).

## **5.2. Geología, litología y suelos**

La zona de estudio forma parte de la formación Xochicalco, que consiste en una sucesión de capas calizas densas de espesor variable (de muy delgado a mediano), generalmente con superficies de estratificación planas (Fries, 1960). El tipo de roca madre que se presenta en la zona es de origen sedimentario calizo (CETENAL, 1975), formado por carbonato de calcio (más del 50%), arena, limo y arcilla.

El suelo es de tipo Rendzina, con textura media-gruesa y fase lítica (SPP, 1983), que presenta, en general, un color oscuro (gris o pardo-negrusco) en la superficie (Douchaufour, 1975; Thompson y Troeh, 1982) y palidece a medida que alcanza una mayor profundidad, hasta llegar a los materiales parentales calcáreos (Aguilera, 1989). El pH de estos suelos suele ser de 8 o más, con una estructura de tipo granular o con grumos irregulares, con numerosas piedras calizas esparcidas por todo el perfil y con huellas de una gran actividad biológica y numerosas lombrices (Douchaufour, 1975). Suelen tener una profundidad moderada, o incluso ser superficiales, pero presentan una fertilidad elevada (Thompson y Troeh, 1982). En general, sus propiedades físicas son desfavorables para la vegetación, sobre todo porque son demasiado superficiales; evidentemente su aireación es excelente, pero las reservas de agua retenidas en la época de sequía son insuficientes y se comportan como suelos secos (Douchaufour, 1975).

## **5.3. Hidrología**

El río más cercano a la zona es el Tembembe, el cual pertenece a la cuenca del río Chalma, que a su vez es afluente del río Amacuzac, que fluye hacia el río Balsas. El río Tembembe nace en Zempoala (en la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico), al norponiente de la Ciudad de Cuernavaca. Fluye casi siempre hacia el sur hasta llegar a su confluencia con el río Chalma en el poblado de Puente de Ixtla. Al principio atraviesa las cañadas profundas de la sierra abrupta de la ladera sur del Cerro de Zempoala. El río pasa solamente a 10 km al poniente de la ciudad de Cuernavaca, sin tener contacto con la zona urbana, dada una ausencia de vías de comunicación debido a las dificultades topográficas de las barrancas que se encuentran en la zona. Atraviesa la sierra de Xochicalco al poniente de este sitio. A partir de ahí se desvían sus aguas, no solamente para fines domésticos, sino también para alimentar a la laguna El Rodeo, que sirve como

un gran depósito para fines de riego. Desde allí se riega la planicie de Miacatlán, Coatetelco y Mazatepec. El mismo río, junto con la depresión de la laguna Coatetelco, sirve como drenaje de esta zona de riego. Después del poblado de Mazatepec entra a otra meseta de aluvión con barrancas profundas. Al este, se ubica paralela a esta zona la cuenca del arroyo Salado. Al final entran a la planicie aluvial de Puente de Ixtla, formado además por el río Chalma, ya en la cercanía del río Amacuzac (Olvera *et al.*, 2000).

#### **5.4. Clima**

Los datos se tomaron de la estación El Rodeo, la cual se localiza en un área cercana a la zona y mantiene condiciones similares con ella. La información comprende el periodo de 1953 a 1999 (datos proporcionados por el SMN) y de acuerdo con el sistema de clasificación de Köppen, modificado por García (1988), en la zona se presenta un clima  $Aw_0(w)(i')g$ , es decir, cálido subhúmedo con lluvias en verano, el cual es el más seco de los subhúmedos, tiene poca oscilación térmica y una marcha de la temperatura tipo Ganges. La precipitación anual acumulada es de 1054.96 mm y la temperatura media anual de 22.87°C. La mayor concentración de lluvia se presenta de junio a septiembre (Fig. 2).

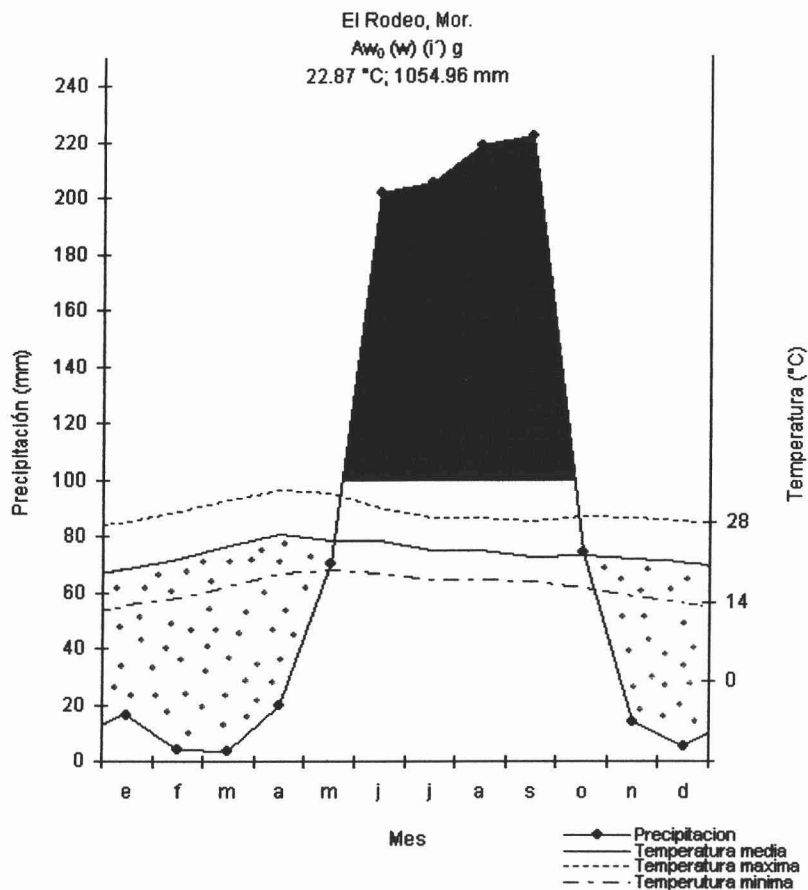


Figura 2. Diagrama ombrotérmico de la estación El Rodeo, Morelos. Datos de 1953 a 1999 (datos proporcionados por el SMN).

## VI. MÉTODOS

### 6.1. Método de muestreo

En cada sitio se realizó un muestreo de la vegetación seleccionando 10 parcelas de 50 x 2 m (0.1 ha en total; Gentry, 1982; 1988) distribuidas de manera aleatoria dentro de un área aproximada de 500 m<sup>2</sup>. Cinco parcelas fueron orientadas verticalmente y cinco horizontalmente con respecto a la ladera del cerro.

En cada parcela se censaron todos los individuos leñosos con diámetro a la altura del pecho (DAP; tomado a una altura de 1.3 m)  $\geq 1$  cm y todas las lianas con diámetro basal  $\geq 1$  cm enraizados dentro de la parcela (Trejo y Dirzo, 2002). Los individuos

ramificados fueron considerados sólo cuando al menos una ramificación cumpliera con el criterio de DAP. Para cada individuo se registró, *i*) DAP (árboles y arbustos) o diámetro basal (lianas) para cada tallo  $\geq 1$  cm, *ii*) altura y *iii*) cobertura (diámetro mayor y perpendicular al mismo). Se colectaron los ejemplares para la identificación de especies.

Adicionalmente se registraron los datos de orientación, altitud, coordenadas y pendiente de la ladera (Cuadro 1).

## 6.2. Análisis de resultados

Para el análisis de las características florísticas de los datos y la descripción de la estructura de la vegetación, se calcularon los parámetros estructurales básicos: dominancia, densidad y frecuencia relativa.

La dominancia se calculó como:

$$\text{Dominancia relativa (Dr)} = \frac{\text{Dominancia de una especie}}{\text{Dominancia del total de especies}} \times 100$$

Donde: dominancia = área basal (Cruz, 1974)

El área basal de cada individuo fue calculada como el área de la sección transversal del tallo a la altura del pecho (1.3 m), usando la fórmula:

$$\text{Área basal} = \Pi \frac{d^2}{4}$$

Donde:

$d$  = diámetro a la altura del pecho

$\Pi = 3.141592654$

El área basal por especie y total fueron calculadas con la sumatoria del área basal de cada individuo, agrupándolas por especie (área basal por especie) o por parcela (área basal total).

La densidad o abundancia (número de individuos por unidad de área) fue calculada de la siguiente manera:

- a) Densidad absoluta: Número de individuos presentes en el sitio.
- b) Densidad relativa (A): Densidad de una especie, expresada como el porcentaje de la densidad de todas las especies:

$$\text{Densidad relativa (A)} = \frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Número de individuos de todas las especies}} \times 100$$

La frecuencia (número de parcelas en las que se encuentra al menos un individuo de una especie determinada) fue calculada de la siguiente manera:

- a) Frecuencia absoluta: Número de parcelas en que aparece una especie / 10 parcelas.
- b) Frecuencia relativa (Fr): Usando la fórmula de Cruz (1974):

$$\text{Frecuencia relativa (Fr)} = \frac{\text{Número de parcelas de ocurrencia de una especie}}{\text{Número de parcelas de ocurrencia de todas las especies}} \times 100$$

A partir de los parámetros estructurales básicos se calculó el valor de importancia relativa (VIR) de Curtis (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974) para cada especie como:

$$\text{VIR de la especie} = D_r + A + Fr$$

La cobertura total de las plantas y de cada especie fue calculada usando la fórmula de la elipse (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974):

$$\text{Cobertura} = \left(\frac{D_1}{2}\right) \left(\frac{D_2}{2}\right) \Pi$$

Donde:

$D_1$  = diámetro mayor de la cobertura

$D_2$  = diámetro perpendicular al diámetro mayor

$\Pi$  = 3.141592654

Para evaluar estadísticamente las diferencias en la estructura de la vegetación de los tres sitios se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para el DAP y el área basal de todos los individuos, para la cobertura de todos los árboles y arbustos y para la altura de los árboles y arbustos con DAP > 2.5 cm. Para evaluar las diferencias entre sitios se utilizó una prueba post-hoc no paramétrica de Tukey (Zar, 1999). Para todas las pruebas de Kruskal-Wallis se utilizó el programa STATISTICA 5.1 (StatSoft, 1998).

Para obtener la diversidad de especies en cada sitio, se calculó el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) y la equitatividad (homogeneidad o repartición de la abundancia de los individuos las especies) fue calculada con el índice de equitatividad ( $E$ ), usando para ello el índice de Shannon (Magurran, 1988):

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde:

$p_i$  = proporción de individuos encontrados de la especie  $i$  (número de individuos de la especie  $i$  / número de individuos de todas las especies)

$S$  = número de especies encontradas en el sitio

Para obtener la similitud entre sitios, se calcularon los índices de similitud de Sørensen ( $C_s$ ) y de Morisita-Horn ( $C_{mh}$ ; Magurran, 1988; Jongman *et al.*, 1995):

$$C_s = \frac{2j}{(a + b)}$$



$$C_{mH} = \frac{2\sum(an_i)(bn_i)}{(d_a + d_b)(a_N)(b_N)}$$

Donde:

$j$  = número de especies encontradas en ambos sitios

$a$  y  $b$  = número de especies en el sitio A y B, respectivamente

$a_N$  y  $b_N$  = número total de individuos en el sitio A y B, respectivamente

$an_i$  y  $bn_i$  = número de individuos de la especie  $i$  en el sitio A y B, respectivamente

$$d_a = \sum an_i^2 / a_N^2$$

$$d_b = \sum bn_i^2 / b_N^2$$

Por otra parte, se consideró útil realizar comparaciones con los datos reportados en el estudio de Trejo (1998), en el cual se utilizó el mismo método de muestreo que el utilizado aquí; además, presenta valores promedio para las comunidades de SBC del país. Asimismo, se realizaron comparaciones con dos sitios de SBC cercanos a la zona (El Limón, Morelos y Cerro Tuxpan, Guerrero) reportados en el mismo estudio, que mantienen un relativo buen estado de conservación y que tienen características ambientales similares a las de los sitios de Xochicalco (Cuadro 2). Tales comparaciones se realizaron con la finalidad de tener una referencia de contraste con los resultados obtenidos aquí.

Cuadro 2. Condiciones ambientales de los sitios reportados por Trejo (1998).

Sitio	Coordenadas	Altitud (m s. n. m.)	Precipitación total anual (mm)	Temperatura media anual (°C)	Tipo de clima*
El Limón	18°32' N 98°57' O	1403	870	19.8	Aw <sub>0</sub> (w)ig
Cerro Tuxpan	18°24' N 99°29' O	1259	1050	22.9	Aw <sub>1</sub> (w)ig

\*De acuerdo a Köppen modificado por García (1988).

## VII. RESULTADOS

### 7.1. Composición florística

Se encontró un total de 96 especies, pertenecientes a 57 géneros y 30 familias. De estas últimas, las más abundantes por el número de especies fueron Leguminosae, Burseraceae, Compositae, Anacardiaceae, Sapindaceae y Convolvulaceae. Tales familias representaron, en conjunto, más del 50% (50 especies) del total de las especies encontradas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Número de especies por familia y su proporción con respecto del total.

Familia	Número de especies	% con respecto del total
Leguminosae	18	18.8
Burseraceae	10	10.4
Compositae	9	9.4
Anacardiaceae	5	5.2
Sapindaceae	4	4.2
Convolvulaceae	4	4.2
Bombacaceae	3	3.1
Euphorbiaceae	3	3.1
Malpighiaceae	3	3.1
Rhamnaceae	3	3.1
Sterculiaceae	3	3.1
Verbenaceae	3	3.1
Apocynaceae	2	2.1
Asclepiadaceae	2	2.1
Oleaceae	2	2.1
Rubiaceae	2	2.1
Tiliaceae	2	2.1
Agavaceae	1	1.0
Boraginaceae	1	1.0
Cactaceae	1	1.0
Gramineae	1	1.0
Hippocrateaceae	1	1.0
Labiatae	1	1.0
Moraceae	1	1.0
Palmae	1	1.0
Ranunculaceae	1	1.0
Simaroubaceae	1	1.0
Ulmaceae	1	1.0
Urticaceae	1	1.0
Vitaceae	1	1.0

Las familias Anacardiaceae, Burseraceae, Compositae, Convolvulaceae, Leguminosae, Oleaceae, Rhamnaceae, Sapindaceae, Simaroubaceae, Sterculiaceae y Verbenaceae se presentaron en los tres sitios, mientras que las familias Apocynaceae, Cactaceae, Gramineae, Malpighiaceae, Ulmaceae y Vitaceae se encontraron solamente en S1 y S2; las familias Palmae y Rubiaceae exclusivamente en S2 y S3 y las familias Asclepiadaceae, Euphorbiaceae, Moraceae y Tiliaceae únicamente en S1 y S3. Las familias Agavaceae, Bombacaceae, Hippocrateaceae, Labiatae, Ranunculaceae y Urticaceae se encontraron solamente en S1 y la familia Boraginaceae se encontró exclusivamente en S3. S2 no presentó familias exclusivas.

En S1, las familias más abundantes fueron Leguminosae, Burseraceae, Anacardiaceae, Bombacaceae, Apocynaceae, Compositae, Convolvulaceae, Euphorbiaceae, Rhamnaceae, Sapindaceae y Tiliaceae (Fig. 3a); en S2, las más abundantes fueron Leguminosae, Burseraceae, Compositae, Sapindaceae, Verbenaceae, Malpighiaceae, Anacardiaceae, Convolvulaceae, Palmae, Rhamnaceae y Ulmaceae (Fig. 3b) y en S3 las más abundantes fueron Leguminosae, Burseraceae, Compositae, Anacardiaceae, Convolvulaceae, Euphorbiaceae, Rhamnaceae, Sterculiaceae, Palmae, Sapindaceae y Tiliaceae (Fig. 3c).

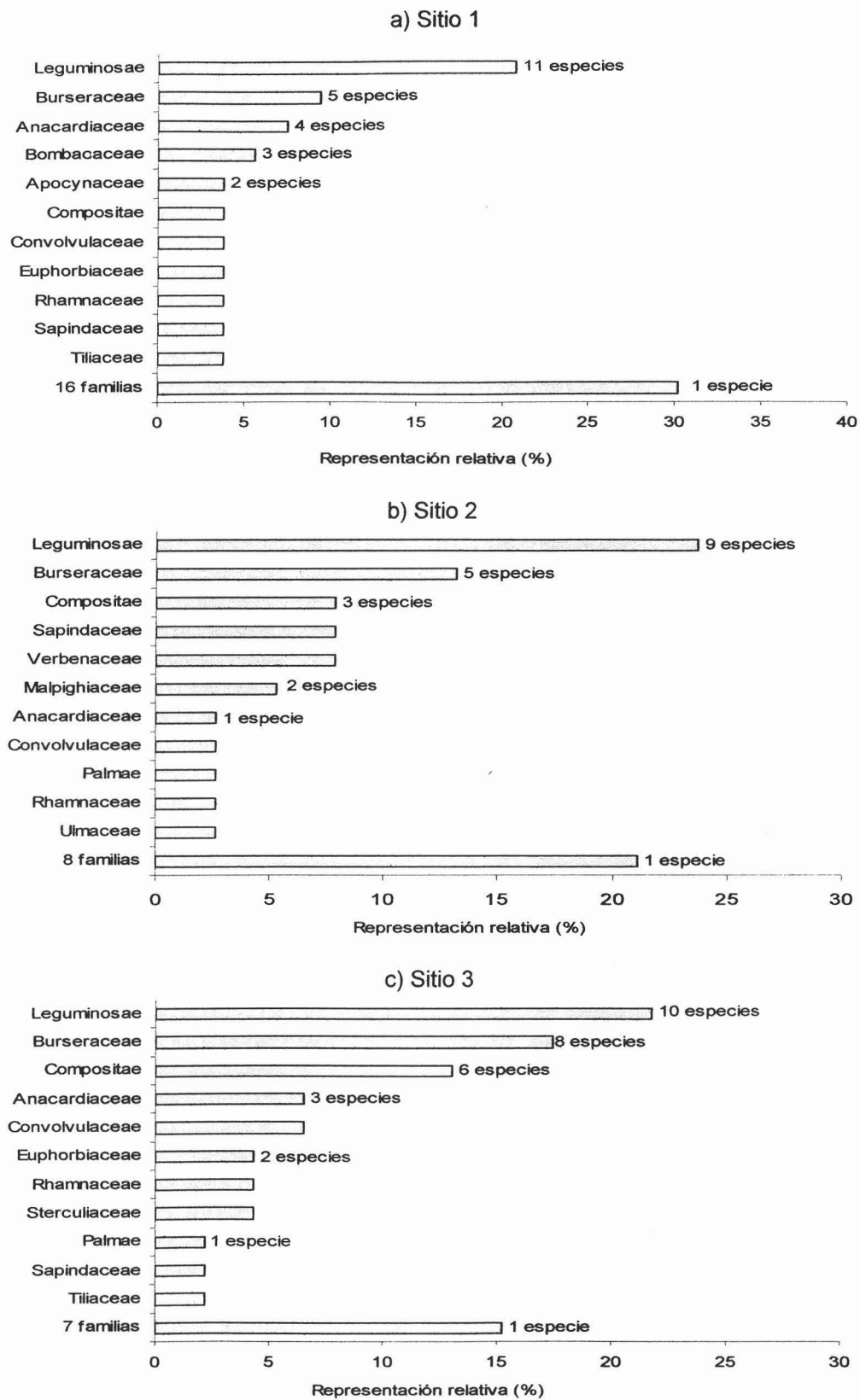


Figura 3. Familias más abundantes y su aporte porcentual al total de familias encontradas en los sitios de estudio; a) sitio 1, b) sitio 2 y c) sitio 3.

Los géneros más abundantes (con 2 a 5 especies) en S1 fueron *Bursera*, *Ceiba*, *Heliocarpus*, *Indigofera* y *Mandevilla* (Fig. 4a); en S2 los más abundantes fueron *Bursera*, *Acacia*, *Lysiloma*, *Galactia* y *Otopappus* (Fig. 4b) y en S3 fueron *Bursera*, *Acacia*, *Ipomoea*, *Lysiloma* y *Verbesina* (con 2 a 8 especies; Fig. 4c).

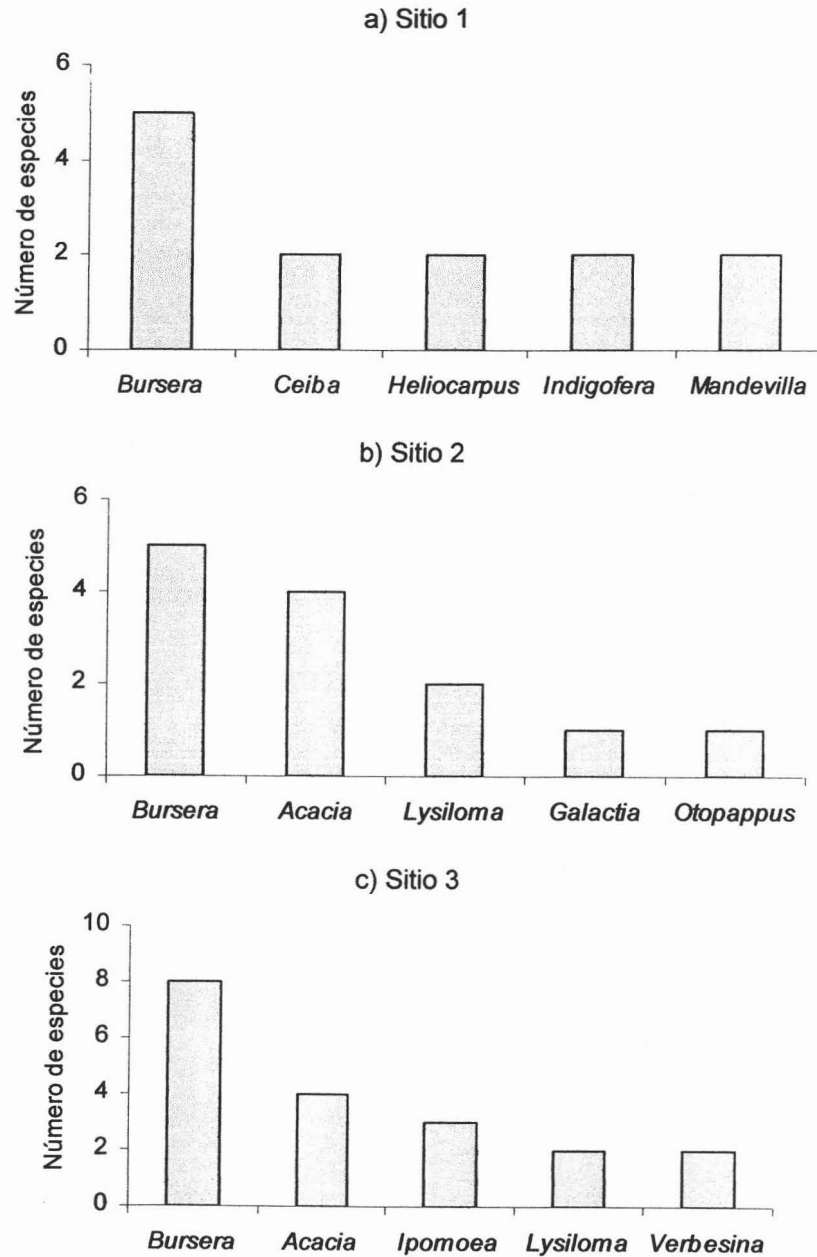


Figura 4. Géneros más abundantes encontrados en los sitios de estudio; a) sitio 1, b) sitio 2 y c) sitio 3.

## 7.2. Estructura de la vegetación

En los Cuadros 4 y 5 y en las Figuras 5 y 6 se presentan los valores estructurales de la vegetación de los tres sitios analizados. En general, los árboles fueron la forma de vida predominante en cuanto a número y proporción de individuos presentes (116 a 375 individuos; 47 a 67%), aunque los arbustos también formaron una parte importante de la estructura de la vegetación (73 a 137 individuos; 21 a 45%) y las lianas fueron encontradas en menor número y menor proporción (18 a 85 individuos; 7 a 25%; Cuadro 4).

S3 presentó el mayor número de individuos, a éste le siguió S1, mientras que S2 presentó el menor número de individuos. El mayor número y la mayor proporción de árboles fueron encontrados en S3, S1 presentó valores intermedios y S2 presentó los valores más bajos. Aunque los árboles fueron la forma de vida con mayor proporción de individuos en los tres sitios, en S3 se presentaron los valores más altos, sin embargo, en S1 y S2 también constituyen una parte importante de la comunidad, aportando alrededor de la mitad de los individuos (Cuadro 4, Fig. 5 y 6).

La mayor abundancia de arbustos la presentó S3, seguido de S2 y, posteriormente de S1. S2 contuvo la mayor proporción de arbustos (casi la mitad de los individuos censados en tal sitio pertenecen a tal forma de vida), mientras que en S1 y S3 la proporción fue menor; aunque en todos los sitios los arbustos formaron parte importante de la estructura de la comunidad (Cuadro 4, Fig. 5 y 6).

S1 tuvo la mayor abundancia de lianas, al cual le siguió S3 y en último lugar S2. Las lianas fueron la forma de vida con la menor proporción de los tres sitios, encontrándose en S1 una mayor proporción que en S2 y S3, en donde obtuvieron proporciones similares (Cuadro 4, Fig. 5 y 6).

Según la prueba de Kruskal-Wallis se encontraron diferencias significativas en la altura de los árboles y arbustos entre los sitios analizados ( $H = 19.49$ ,  $P < 0.001$ ), mientras que la prueba de Tukey mostró diferencias significativas entre la altura de S1 y la de S2 y S3 (Cuadro 6).

También se encontraron diferencias significativas en las pruebas de Kruskal-Wallis aplicadas a la cobertura ( $H = 78.29$ ,  $P < 0.001$ ), DAP ( $H = 23.95$ ,  $P < 0.001$ ) y área basal ( $H = 19.07$ ,  $P < 0.001$ ) de los sitios analizados mientras que, en los tres casos, en la prueba de Tukey S1 y S2 difirieron significativamente de S3 (Cuadro 6).

El número de individuos encontrados en S1 y S2 fue menor, mientras que el encontrado en S3 fue similar a lo reportado en una SBC promedio del país, en Cerro Tuxpan y en El Limón (Cuadro 4).

La abundancia de árboles de S3 fue similar a la reportada en una SBC promedio, en El Limón y en Cerro Tuxpan, mientras que S1 y S2 se ubicaron por debajo de dichos valores. Las abundancias de arbustos encontradas en los tres sitios fueron menores a los datos promedio y a Cerro Tuxpan, mientras que S2 y S3 fueron similares a El Limón y S1 se halló por debajo de dicho valor. La abundancia de lianas en S1 fue mayor a la reportada en el promedio, en El Limón y en Cerro Tuxpan, mientras que la de S2 fue menor a dichos valores y la de S3 fue similar al promedio y a Cerro Tuxpan, pero menor a El Limón (Cuadro 4).

S1 y S2 presentaron una proporción de árboles similar al promedio y a El Limón, pero superior a Cerro Tuxpan y S3 se halló por encima de tales valores. En el caso de los arbustos, las proporciones de S1 y S3 fueron menores al valor promedio, a El Limón y a Cerro Tuxpan, mientras que S2 superó al promedio y a El Limón, pero fue menor que Cerro Tuxpan. Para las lianas, las proporciones en S2 y S3 estuvieron dentro del promedio y son similares a las de Cerro Tuxpan, pero fueron menores que la de El Limón, mientras que S1 presentó una mayor proporción a la reportada en tales sitios (Cuadro 4).

Los valores de área basal de S1 y S3 (Cuadro 5) estuvieron dentro del promedio ( $5.6 \pm 1.8 \text{ m}^2/0.1 \text{ ha}$ ), en cambio, S2 tuvo un área basal menor.

Cuadro 4. Número y proporción de individuos, árboles, arbustos y lianas encontrados en los sitios de estudio y en los reportados por Trejo (1998).

Sitio	Total (Ind./0.1 ha)	Árboles (Ind./0.1 ha)	%	Arbustos (Ind./0.1 ha)	%	Lianas (Ind./0.1 ha)	%
1	339	181	53.4	73	21.5	85	25.1
2	245	116	47.3	111	45.3	18	7.3
3	558	375	67.2	137	24.6	46	8.2
SBC promedio	582 (± 132)	322 (± 80)	52.0	212 (± 101)	35.0	44 (± 28)	8.0
El Limón	443	233	52.6	133	30.0	77	17.4
Cerro Tuxpan	577	216	37.4	315	54.6	46	8.0

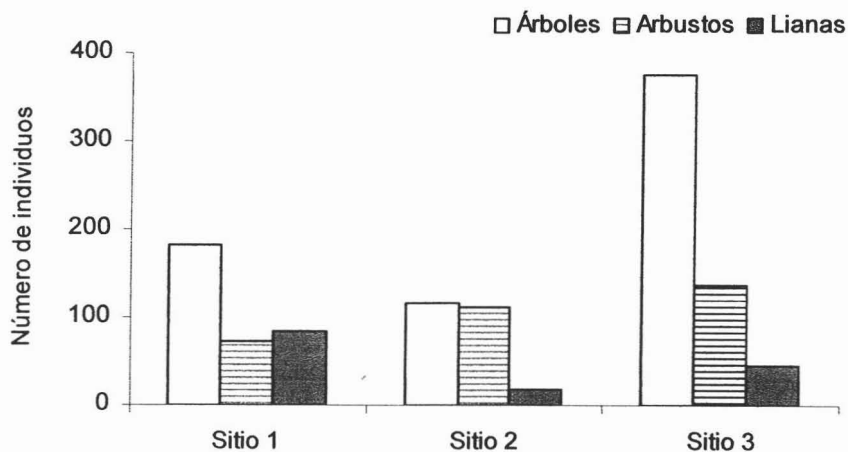


Figura 5. Número de árboles, arbustos y lianas presentes en los sitios de estudio.

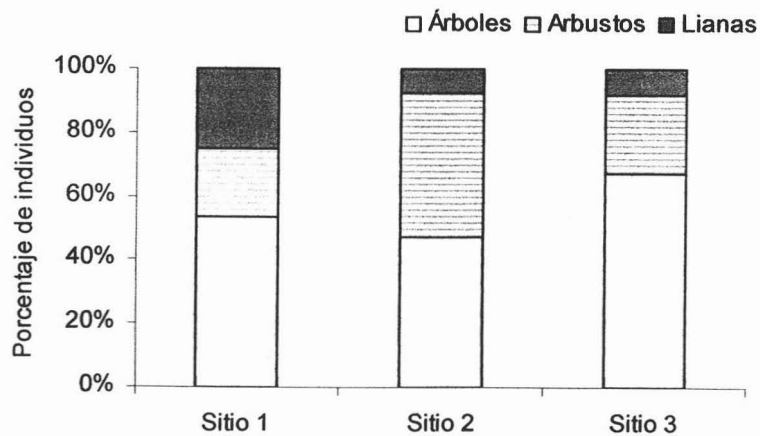


Figura 6. Proporción de árboles, arbustos y lianas presentes en los sitios de estudio.



Cuadro 5. Altura promedio, cobertura y área basal de los sitios de estudio.

Sitio	Altura promedio (m) ( $\bar{x} \pm D. E.$ )	Cobertura (m <sup>2</sup> /0.1 ha)	Área basal (m <sup>2</sup> /0.1 ha)
1	3.7 ± 1.7	3079.7	5.1
2	3.4 ± 1.5	2285.6	2.9
3	3.3 ± 1.2	2142.2	3.8
<b>Total</b>	<b>3.4 ± 1.4</b>	<b>7507.5</b>	<b>11.8</b>

Cuadro 6. Prueba post-hoc de Tukey.

	Sitio 1-2	Sitio 1-3	Sitio 2-3
<b>Altura</b>	4.27*	3.30*	1.57
<b>Cobertura</b>	1.10	26.43*	6.40*
<b>DAP</b>	2.27	2.57*	4.79*
<b>Área basal</b>	0.67	3.36*	3.76*

\* Diferencia significativa (P < 0.05).

### 7.3. Estructura vertical

La mayoría de los individuos encontrados presentaron alturas > 1.5 a 3 m. Los individuos > 3 a 4.5 m ocuparon la segunda posición y en tercer lugar se encontraron los individuos > 4.5 a 6 m de altura. En conjunto, estas tres clases comprendieron alrededor del 90% de los árboles de cada sitio, lo que dio como consecuencia un estrato arbóreo de baja altura. Sin embargo, el número y la proporción de individuos grandes fueron mayores en S1, con 8% de los individuos ubicados en la clase de > 6 a 12 m, contra 3% en S2 y 1% en S3. Cabe mencionar que únicamente dos individuos > 9 m se encontraron en S1 y S2 (Cuadro 7 y Fig. 7).

De manera similar, Trejo (1998) encontró que una SBC promedio se encuentra constituida preferentemente por árboles y arbustos jóvenes (menores a 4 m; 65% de los individuos) y también encontró que en El Limón y en Cerro Tuxpan la mayor parte de los individuos se concentraron en las clases de altura pequeñas, en particular ≤ 4 m (≈74% Cerro Tuxpan y ≈80% El Limón).

Cuadro 7. Estructura vertical de los sitios de estudio.

Altura (m)	Sitio 1 (No. Ind.)	%	Sitio 2 (No. Ind.)	%	Sitio 3 (No. Ind.)	%	Total (No. Ind.)
0 a 1.5	7	2.8	7	3.1	16	3.2	30
> 1.5 a 3	111	43.7	109	48.0	234	46.2	454
> 3 a 4.5	60	23.6	73	32.2	166	32.8	299
> 4.5 a 6	56	22.0	30	13.2	83	16.4	169
> 6 a 9	19	7.5	7	3.1	7	1.4	33
> 9 a 12	1	0.4	1	0.4	0	0.0	2
<b>Total</b>	<b>254</b>	<b>100.0</b>	<b>227</b>	<b>100.0</b>	<b>506</b>	<b>100.0</b>	<b>987</b>

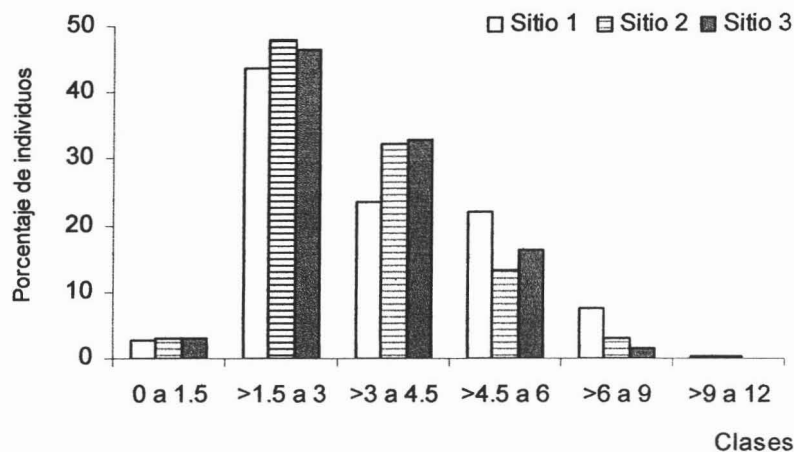


Figura 7. Estructura vertical de los sitios de estudio.

#### 7.4. Estructura diamétrica

En general, la distribución de clases diamétricas en los tres sitios estuvo inclinada hacia las clases más pequeñas (de 1 a 5 cm) y presentó proporciones bajas de individuos grandes (>20 cm); sin embargo, la clase de >10 a 20 cm representó alrededor del 15% de los individuos en S1 y S2. El resto de las clases presentaron valores menores al 10% y sólo en dos casos lo sobrepasaron ligeramente (Cuadro 8 y Fig. 8).

Aunque S3 tuvo la mayor cantidad de árboles y arbustos con DAP > 10 cm, éstos presentaron una altura promedio menor que los individuos de la misma categoría en S1. En S2 se observó la menor cantidad de árboles y arbustos > 10 cm y su altura promedio

fue igual a la de los árboles y arbustos en las mismas categorías de S3. Por otra parte, S1 presentó la mayor cantidad de árboles y arbustos con DAP > 30 cm y una altura promedio mayor en los tres sitios, mientras que S2 presentó valores intermedios y S3 los valores más pequeños (Cuadro 9).

Cuadro 8. Estructura diamétrica de los sitios de estudio (% de individuos).

Sitio	1-2.5 cm	>2.5-5 cm	>5-7.5 cm	>7.5-10 cm	>10-20 cm	>20-30 cm	>30 cm
1	33.1	20.7	8.0	6.2	14.8	7.1	10.1
2	22.4	22.9	11.4	5.7	18.8	6.5	12.2
3	35.7	26.3	9.7	9.3	10.8	4.7	3.6

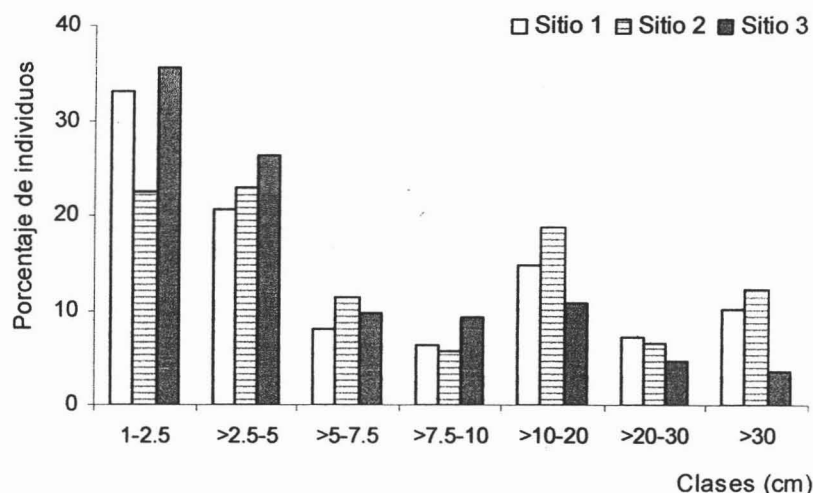


Figura 8. Estructura diamétrica de los sitios de estudio.

Cuadro 9. Número, proporción y altura promedio de árboles y arbustos con DAP > 10 y 30 cm en los sitios de estudio.

Sitio	> 10 cm (No. Ind.)	%	Altura promedio (m)		%	Altura promedio (m)	
			( $\bar{x} \pm D. E.$ )	> 30 cm (No. Ind.)		( $\bar{x} \pm D. E.$ )	
1	101	29.8	5.2 ± 1.3	33	9.7	5.9 ± 1.3	
2	88	35.9	4.4 ± 1.7	30	12.2	5.3 ± 2.0	
3	103	18.5	4.4 ± 1.3	20	3.6	4.8 ± 1.3	
<b>Total</b>	<b>292</b>	<b>25.6</b>	<b>4.7 ± 1.5</b>	<b>83</b>	<b>7.3</b>	<b>5.4 ± 1.6</b>	

Con excepción de S2, el número de árboles y arbustos con DAP > 10 cm es similar al que Trejo (1998) reporta para una SBC promedio; sin embargo, estos individuos presentaron una altura menor. Además, se encontró un número mayor de árboles y arbustos con DAP > 30 cm que el reportado en promedio para dicho estudio, aunque S1 (con la altura promedio mayor de los tres sitios) presentó los valores más cercanos a los encontrados en El Limón (Cuadros 9 y 10).

Cuadro 10. Número y altura promedio de individuos con DAP > 10 cm, y número de individuos con DAP > 30 cm reportados por Trejo (1998).

Sitio	> 10 cm (No. Ind.)	Altura promedio (m) ( $\bar{x} \pm D. E.$ )	> 30 cm (No. Ind.)
SBC promedio	116	6.9 $\pm$ 1.2	11
El Limón	89	5.7 $\pm$ 2.1	9
Cerro Tuxpan	99	6.7 $\pm$ 1.9	13

## 7.5. Densidad

Las especies con mayor densidad en los tres sitios fueron *Lysiloma divaricatum* y *Bursera copallifera*; en S2 y S3 *Dodonaea viscosa* y *Pseudosmodingium perniciosum* fueron sobresalientes y *Serjania triquetra* fue una de las especies con mayor densidad en S1 (Cuadro 11).

Aunque especies como *L. divaricatum*, *B. copallifera* y *S. triquetra* aportaron una proporción importante en el número de individuos de los tres sitios, la densidad relativa y la abundancia de tales especies presentaron diferencias notables. De manera similar, *P. perniciosum* y *D. viscosa* presentaron valores altos de densidad relativa en S2 y S3 y mostraron diferencias marcadas en su abundancia en tales sitios (Cuadro 11).

En S1, 16 especies se encontraron representadas sólo por un individuo, entre ellas destacan *P. perniciosum*, *Heliocarpus terebinthinaceus*, *Ceiba parviflora* y *Bursera fagaroides*; en S2, se encontraron 11 especies en esta situación, entre ellas se distinguen *Guazuma ulmifolia* y *Lysiloma tergeminum*. Por último, en S3, 16 especies se encontraron

presentes sólo con un individuo, destacan *Bursera bipinnata*, *B. fagaroides*, *B. grandifolia*, *B. schlechtendalii*, *Cordia morelosana* e *Ipomoea arborescens*.

Cuadro 11. Especies con la mayor densidad relativa en los sitios de estudio.

Sitio 1	No. ind.	%	Sitio 2	No. ind.	%	Sitio 3	No. ind.	%
<i>Lysiloma divaricatum</i>	58	17.1	<i>Dodonaea viscosa</i>	52	21.2	<i>Lysiloma divaricatum</i>	153	27.4
<i>Bursera copallifera</i>	47	13.9	<i>Lysiloma divaricatum</i>	23	9.4	<i>Pseudosmodium perniciosum</i>	83	14.9
<i>Serjania triquetra</i>	35	10.3	<i>Pseudosmodium perniciosum</i>	22	9.0	<i>Dodonaea viscosa</i>	79	14.2
<i>Cissus subtruncata</i>	20	5.9	<i>Bursera copallifera</i>	21	8.6	<i>Bursera copallifera</i>	63	11.3
<i>Bursera glabrifolia</i>	19	5.6	<i>Bursera glabrifolia</i>	16	6.5	<i>Lysiloma acapulcense</i>	22	3.9
<i>Jacquemontia</i> sp.	10	2.9	<i>Lippia graveolens</i>	13	5.3	<i>Acacia bilimekii</i>	18	3.2
<i>Ipomoea pauciflora</i>	9	2.6	<i>Ipomoea pauciflora</i>	12	4.9	<i>Serjania triquetra</i>	15	2.7
<i>Zaluzania</i> sp.	9	2.6	<i>Serjania triquetra</i>	10	4.1	<i>Heliocarpus velutinus</i>	12	2.1
<i>Heliocarpus velutinus</i>	8	2.4	<i>Acacia pennatula</i>	7	2.9	<i>Acacia cochliacantha</i>	8	1.4
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	7	2.1	<i>Acacia bilimekii</i>	6	2.4	<i>Brahea dulcis</i>	8	1.4

## 7.6. Frecuencia

Especies como *Bursera glabrifolia*, *B. copallifera* y *L. divaricatum* tuvieron valores de frecuencia altos en los tres sitios. Otras, como *D. viscosa* y *P. perniciosum* obtuvieron valores altos en S2 y S3, mientras que otras como *S. triquetra* e *Ipomoea pauciflora* tuvieron una presencia importante en S1 y S2 (Cuadro 12).

Es importante mencionar que en S1, 27 especies fueron encontradas sólo en una parcela. Entre ellas resaltan árboles como *B. fagaroides*, *C. parvifolia*, *H. terebinthinaceus* y *P. perniciosum*. En S2, 18 especies se encuentran en la misma situación y destacan *Acacia farnesiana* y *L. tergeminum*, mientras que en S3, 21 especies fueron encontradas sólo en una parcela y sobresalen *Bursera aff. simaruba*, *B. bipinnata*, *B. fagaroides*, *B. grandifolia*, *B. schlechtendalii*, *C. morelosana* e *I. arborescens*.

Cuadro 12. Especies con la mayor frecuencia relativa en los sitios de estudio (N. P. = Número de parcelas).

Sitio 1	N. P.	%	Sitio 2	N. P.	%	Sitio 3	N. P.	%
<i>Bursera copallifera</i>	10	6.8	<i>Bursera copallifera</i>	7	7.7	<i>Bursera copallifera</i>	10	7.0
<i>Lysiloma divaricatum</i>	9	6.2	<i>Lysiloma divaricatum</i>	7	7.7	<i>Dodonaea viscosa</i>	10	7.0
<i>Bursera glabrifolia</i>	8	5.5	<i>Bursera glabrifolia</i>	6	6.6	<i>Lysiloma divaricatum</i>	10	7.0
<i>Serjania triquetra</i>	8	5.5	<i>Dodonaea viscosa</i>	5	5.5	<i>Pseudosmodingium perniciosum</i>	10	7.0
<i>Ipomoea pauciflora</i>	7	4.8	<i>Ipomoea pauciflora</i>	5	5.5	<i>Lysiloma acapulcense</i>	9	6.3
<i>Zaluzania sp.</i>	6	4.1	<i>Pseudosmodingium perniciosum</i>	5	5.5	<i>Brahea dulcis</i>	6	4.2
<i>Cissus subtruncata</i>	5	3.4	<i>Acacia bilimekii</i>	4	4.4	<i>Bursera glabrifolia</i>	6	4.2
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	5	3.4	<i>Colubrina macrocarpa</i>	4	4.4	<i>Heliocarpus velutinus</i>	6	4.2
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	5	3.4	<i>Serjania triquetra</i>	4	4.4	<i>Galactia viridiflora</i>	5	3.5
<i>Heliocarpus velutinus</i>	4	2.7	<i>Bursera longipes</i>	3	3.3	<i>Serjania triquetra</i>	5	3.5

### 7.7. Dominancia

En conjunto, *B. copallifera*, *B. glabrifolia*, *Celtis caudata* y *Ficus cotinifolia* ocuparon 70% del área basal de S1. En S2, *B. copallifera*, *B. longipes* y *P. perniciosum* concentraron más del 50% del área basal del sitio. Por último, *P. perniciosum*, *Acacia bilimekii*, *L. divaricatum* y *Brahea dulcis*, constituyeron el 88% del área basal total de S3 (Cuadro 13).

Especies como *L. divaricatum* presentaron una menor dominancia en S1 y S2 con respecto de S3, mientras que *B. copallifera* y *C. caudata* tuvieron valores altos en S1 y S2 y disminuyeron en S3. Otras como *P. perniciosum*, *B. dulcis* y *A. bilimekii* tuvieron una mayor dominancia en S2 y S3, mientras que en S1 o no se encuentran presentes o no son dominantes (Cuadro 13).

Cuadro 13. Especies con la mayor dominancia relativa en los sitios de estudio (A. B. = Área basal en m<sup>2</sup>).

Sitio 1	A. B.	%	Sitio 2	A. B.	%	Sitio 3	A. B.	%
<i>Bursera copallifera</i>	1.43	28.1	<i>Bursera copallifera</i>	0.66	22.5	<i>Pseudosmodingium perniciosum</i>	1.50	39.3
<i>Bursera glabrifolia</i>	0.80	15.7	<i>Bursera longipes</i>	0.58	19.5	<i>Acacia bilimekii</i>	0.84	22.2
<i>Celtis caudata</i>	0.80	15.6	<i>Pseudosmodingium perniciosum</i>	0.27	9.2	<i>Lysiloma divaricatum</i>	0.63	16.5
<i>Ficus cotinifolia</i>	0.57	11.2	<i>Bursera lancifolia</i>	0.22	7.5	<i>Brahea dulcis</i>	0.39	10.3
<i>Ipomoea pauciflora</i>	0.25	4.9	<i>Brahea dulcis</i>	0.19	6.5	<i>Acacia cochliacantha</i>	0.07	1.9
<i>Lysiloma divaricatum</i>	0.17	3.4	<i>Acacia bilimekii</i>	0.18	6.1	<i>Lysiloma acapulcense</i>	0.06	1.5
<i>Serjania triquetra</i>	0.16	3.1	<i>Bursera glabrifolia</i>	0.17	5.9	<i>Bursera copallifera</i>	0.05	1.3
<i>Ceiba aesculifolia</i>	0.15	3.0	<i>Celtis caudata</i>	0.17	5.7	<i>Dodonaea viscosa</i>	0.04	1.2
<i>Bursera fagaroides</i>	0.15	3.0	<i>Lysiloma divaricatum</i>	0.10	3.5	<i>Ayenia</i> sp.	0.03	0.9
No determinada 2	0.09	1.8	<i>Ipomoea pauciflora</i>	0.07	2.2	<i>Ipomoea pauciflora</i>	0.03	0.8

### 7.8. Valor de importancia relativa

En general, las especies con el valor de importancia más alto y, por lo tanto, que contribuyeron en mayor medida a la estructura del bosque fueron *B. copallifera*, *B. glabrifolia*, *B. longipes*, *L. divaricatum*, *P. perniciosum*, *D. viscosa*, *A. bilimekii* y *S. triquetra*, constituyendo el 61% de la comunidad (Cuadro 14).

En S1, las especies con mayor aporte a la estructura del bosque fueron *B. copallifera*, *B. glabrifolia*, *L. divaricatum* y *S. triquetra*, mientras que en S2 fueron *B. copallifera*, *D. viscosa*, *B. longipes* y *P. perniciosum* y en S3 fueron *P. perniciosum*, *L. divaricatum*, *A. bilimekii* y *D. viscosa* (Cuadro 14).

*L. divaricatum* y *B. copallifera* se encontraron entre las especies con mayor importancia en los tres sitios; aunque su valor de importancia en cada uno presentó variaciones. *P. perniciosum*, *D. viscosa* y *A. bilimekii* estuvieron entre las especies más importantes en S2 y S3, mientras que en S1 obtuvieron valores bajos. Otras como *S. triquetra* y *Heliocarpus velutinus* alcanzaron valores altos de importancia en S1 y S3, en tanto que *I. pauciflora* se encontró representada de manera importante en S1 y S2 (Cuadro 14).

Cuadro 14. Especies con la mayor importancia relativa\* en los sitios de estudio.

Sitio 1	%	Sitio 2	%	Sitio 3	%
<i>Bursera copallifera</i>	16.3	<i>Bursera copallifera</i>	12.9	<i>Pseudosmodingium pemiciosum</i>	20.4
<i>Bursera glabrifolia</i>	8.9	<i>Dodonaea viscosa</i>	9.3	<i>Lysiloma divaricatum</i>	17.0
<i>Lysiloma divaricatum</i>	8.9	<i>Bursera longipes</i>	8.0	<i>Acacia bilimekii</i>	9.4
<i>Serjania triquetra</i>	6.3	<i>Pseudosmodingium pemiciosum</i>	7.9	<i>Dodonaea viscosa</i>	7.4
<i>Celtis caudata</i>	5.9	<i>Lysiloma divaricatum</i>	6.9	<i>Bursera copallifera</i>	6.5
<i>Ficus cotinifolia</i>	4.7	<i>Bursera glabrifolia</i>	6.3	<i>Brahea dulcis</i>	5.3
<i>Ipomoea pauciflora</i>	4.1	<i>Acacia bilimekii</i>	4.3	<i>Lysiloma acapulcense</i>	3.9
<i>Cissus subtruncata</i>	3.2	<i>Ipomoea pauciflora</i>	4.2	<i>Heliocarpus velutinus</i>	2.2
<i>Zaluzania sp.</i>	2.3	<i>Brahea dulcis</i>	4.1	<i>Serjania triquetra</i>	2.2
<i>Heliocarpus velutinus</i>	2.0	<i>Bursera lancifolia</i>	3.5	<i>Bursera glabrifolia</i>	1.9

\* El valor de importancia está escalado al 100% para hacer más clara su representación.

En relación a la forma de crecimiento, los árboles presentaron el valor de importancia más alto y, por ello, son la forma de vida con mayor aporte a la estructura de las comunidades analizadas, mientras que los arbustos presentaron una importancia relativa menor, pero también fueron un componente importante de la estructura de estas comunidades. Las lianas ocuparon los valores más bajos de importancia (Fig. 9).

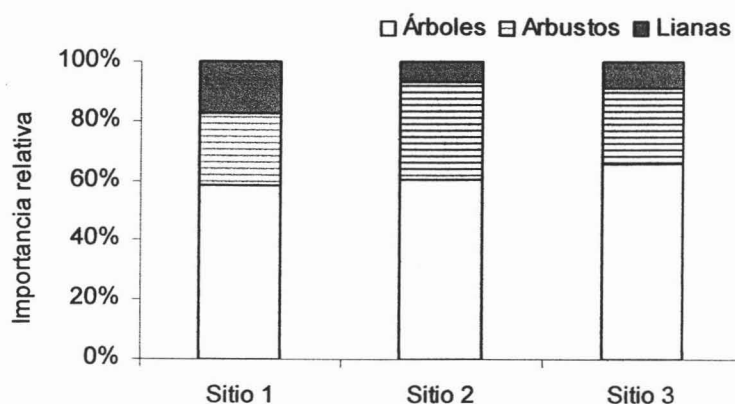


Figura 9. Importancia relativa por forma de vida en los sitios de estudio.



Al igual que lo reportado por Trejo (1998), los árboles fueron la forma de vida más importante, en particular en S3. Los arbustos se encontraron en menor proporción, aunque también formaron parte importante de las comunidades de los tres sitios y las lianas fueron la forma de vida menos importante (Cuadro 15).

Cuadro 15. Proporción por VIR de árboles, arbustos y lianas encontrados en los sitios reportados por Trejo (1998).

Sitio	Árboles (%)	Arbustos (%)	Lianas (%)
SBC promedio	62	25	6
El Limón	58 <sup>+</sup>	22 <sup>+</sup>	11 <sup>+</sup>
Cerro Tuxpan	63 <sup>+</sup>	31 <sup>+</sup>	6 <sup>+</sup>

<sup>+</sup>Valores aproximados.

## 7.9. Diversidad

Del total de especies, 36 fueron árboles, entre las que figuran *Lysiloma divaricatum*, *Brahea dulcis*, *Bursera copallifera*, *Bursera glabrifolia*, *Bursera longipes*, *Pseudosmodingium perniciosum* y *Heliocarpus velutinus*, entre otras. Otras 37 fueron arbustos, como *Acacia bilimekii*, *Acacia cochliacantha*, *Acacia pennatula*, *Karwinskia humboldtiana*, *Senna holwayana*, *Croton sonorae* y *Dodonaea viscosa* y se registraron 23 lianas, como *Serjania triquetra*, *Mandevilla syrinx*, *Marsdenia zimapanica* y *Nissolia fruticosa* (Cuadro 16).

El mayor número de familias lo presentó S1 y después se encontraron S2 y S3. De igual forma, S1 presentó el mayor número de géneros y especies y le siguieron S3 y S2. S1 y S3 presentaron el mayor número de especies arbóreas, mientras que S1 presentó el mayor número de especies arbustivas, encontrándose, después, S2 y S3. El sitio 1 presentó el mayor número de especies de lianas, encontrándose después S3 y S2 (Cuadro 16).

Se determinaron 66 taxa a nivel de especie, 15 a nivel de género, 10 a nivel de familia y cinco no fueron determinadas (Anexo 1 y 2).

Cuadro 16. Número de familias, géneros y especies encontrados en los sitios de estudio.

Sitio	Familias	Géneros	Especies	Árboles	Arbustos	Lianas
1	27	40	57	22	23	12
2	19	28	38	14	17	7
3	18	29	47	22	14	11
<b>Total</b>	<b>30</b>	<b>57</b>	<b>96</b>	<b>36</b>	<b>37</b>	<b>23</b>

De acuerdo con el índice de diversidad de Shannon, S1 alcanzó la mayor diversidad, en segundo lugar se encontró S2 y el menos diverso de los tres fue S3. En cuanto a la equitatividad, los datos muestran que S1 y S2 tienen una distribución más homogénea de especies con respecto de S3 (Cuadro 17).

El número de especies en los tres sitios fue menor de lo que se esperaría de acuerdo con los datos de la SBC promedio y también en lo encontrado tanto en El Limón, como en Cerro Tuxpan. Al igual que en la riqueza, los tres sitios presentaron valores más bajos en el índice de diversidad con respecto a lo reportado para la SBC promedio, en El Limón y en Cerro Tuxpan. Sin embargo, S1 presentó una mayor aproximación a dichos valores, en especial a la SBC promedio. Asimismo, los valores de equitatividad encontrados en los tres sitios están por debajo de los valores promedio de la SBC, siendo S1 el más cercano a ellos y, en particular, a El Limón (Cuadro 17).

Cuadro 17. Especies totales, índice de diversidad y de equitatividad de los sitios de estudio y de los reportados por Trejo (1998).

Sitio	Especies totales	Índice de diversidad de Shannon ( $H'$ )	Índice de equitatividad ( $E$ )
1	57	3.23	0.80
2	38	2.94	0.80
3	47	2.59	0.67
SBC promedio*	74 ( $\pm$ 24)	3.60	0.85
El Limón*	76	3.63	0.84
Cerro Tuxpan*	80	3.74	0.86

### 7.10. Similitud entre sitios

Ambos índices de similitud mostraron que S2 y S3 son más similares, además de que el número de especies que comparten es mayor con respecto de S1. En segundo lugar, según el índice de Morisita-Horn, se ubicaron S1 y S3 y, según el índice de Sørensen, S1 y S2. Por último, de acuerdo con el índice de Morisita-Horn, la menor similitud la presentaron S1 y S2, mientras que según el índice de Sørensen, la presentaron S1 y S3 (Cuadro 18).

En general, el índice de Morisita-Horn mostró los valores más altos de similitud entre sitios, con un intervalo de valores que va de 0.5 a 0.75 y el índice de Sørensen presentó valores más bajos, con un intervalo de 0.35 a 0.52.

Cuadro 18. Índices de similitud de los sitios de estudio.

	<b>Especies compartidas</b>	<b>Índice de similitud de Sørensen</b>	<b>Índice de similitud de Morisita-Horn</b>
Sitio 1-2	17	0.36	0.50
Sitio 1-3	18	0.35	0.65
Sitio 2-3	22	0.52	0.75

## VIII. DISCUSIÓN

La zona de estudio ha mantenido una historia de uso que se remonta a hace más de un milenio, cuando Xochicalco y sus alrededores fueron un importante centro cívico-ceremonial del centro del país (siglos VIII al X d. C.; Garza y González, 1995; Hirth, 2000). Además, desde principios del siglo XX hasta la década de 1990 la zona fue sometida a exploraciones arqueológicas (Hirth, 2000), lo que ha expuesto constantemente a la vegetación a disturbios, ya que para realizar dichas exploraciones se desmontó la zona.

Es importante mencionar que a pesar de que la zona arqueológica está oficialmente incluida dentro de un polígono de protección, en las visitas de campo se encontraron indicios de incendios en S2 (árboles quemados y cenizas en el suelo) y S3 (árboles quemados), de tala selectiva en S3 (árboles macheteados) y de pastoreo por ganado vacuno en los tres sitios (heces en el suelo). Por ello, aunque existe actualmente un menor efecto del disturbio debido a las limitaciones de entrada por la cerca de protección y por la misma presencia de los edificios, no es aún suficiente el nivel de protección que garantice la persistencia de la SBC en esta región.

Existe poca información cuantitativa que permita tipificar los parámetros estructurales de la SBC. Sin embargo, Trejo (1998) describió patrones básicos en la estructura de las comunidades de SBC localizadas a todo lo largo de su distribución geográfica en el país, con los que se puede caracterizar en general a la SBC en buen estado de conservación. Aunque la gama de condiciones ambientales en las que se desarrollan las comunidades de SBC del país es muy amplia (Trejo, 1998; Balvanera *et al.*, 2002), se esperaría que los parámetros estructurales y de diversidad de la vegetación de sitios cercanos con condiciones ambientales similares sean semejantes.

Por lo anterior y debido a que los sitios de estudio presentan condiciones ambientales similares, es probable que las diferencias encontradas en los parámetros estructurales y de diversidad entre ellos se deban en parte a los disturbios, aunque también es posible que parte de las diferencias encontradas pueden estar relacionadas con la heterogeneidad ambiental intrínseca de las comunidades de SBC. Sin embargo, destaca el hecho de que los efectos de los disturbios en la zona son evidentes.

Por lo tanto, no se consideró útil realizar comparaciones con estudios llevados a cabo en otras comunidades de SBC del país (p. ej., Lott *et al.*, 1987; Mizrahi *et al.*, 1997; Balvanera *et al.*, 2002; González-Iturbe *et al.*, 2002; Pérez, 2002, entre otros) debido a que la ubicación geográfica regional y las condiciones ambientales de esos sitios son distintas a las de la zona de estudio, por lo que se optó por establecer una comparación entre las localidades de Trejo (1998) cercanas a la localidad aquí estudiada, partiendo de la premisa de que así se reduce la posibilidad de encontrar variaciones que no necesariamente se deben al manejo de la zona, sino a las características intrínsecas de los sitios, relacionadas con la heterogeneidad ambiental, la distancia entre ellos, eventos estocásticos, cambios en el paisaje a través del tiempo o una iniciación de la sucesión durante diferentes temporadas (Walker y del Moral, 2003).

Las seis familias dominantes (en orden descendente: Leguminosae, Burseraceae, Compositae, Anacardiaceae, Sapindaceae y Convolvulaceae) aportaron la mitad de especies presentes, mientras que la mayoría de las familias encontradas sólo aportaron un número pequeño de especies. En particular, en cada uno de los tres sitios, las familias Leguminosae y Burseraceae se encontraron en el primer y segundo lugar de dominancia, respectivamente. Sin embargo, el orden de abundancia de las demás familias no fue el mismo (Fig. 3a, b y c). Estos resultados son similares a lo que Trejo (1998) reporta para sus comunidades de SBC en el país.

En cuanto a la estructura, destaca la gran cantidad de lianas presentes en S1 y S3 y la gran abundancia de individuos totales y de árboles encontrados en S3; dichos valores son similares o, incluso superan lo reportado por Trejo (1998) para una SBC promedio en el país. No obstante, la disminución de la abundancia de lianas en S2 podría ser un reflejo del impacto del fuego que se ha presentado en tal sitio, ya que se ha encontrado que tales disturbios pueden reducir la abundancia de lianas en la SBC (Gillespie *et al.*, 2000). Asimismo, la menor altura promedio, la menor altura del estrato arbóreo y arbustivo de S2 y S3 y las disminuciones en el DAP, la cobertura y el área basal de S3 podrían ser un reflejo del impacto del fuego, el pastoreo y la tala que se han presentado en ellos.

Aunque S3 presentó la mayor densidad de individuos de los tres sitios, muestra indicios de disturbios antrópicos, que se manifiestan en los valores encontrados en diversos parámetros estructurales, florísticos y de diversidad, como un menor número de

familias, géneros y especies, individuos más pequeños, menor altura promedio, menor cobertura, menor área basal, estructura vertical y diamétrica inclinadas a las clases pequeñas, menor diversidad y menor equitatividad con respecto de S1. Además, es muy probable que la apertura de claros por la tala y los eventos de fuego que se han presentado hayan favorecido el establecimiento de especies que abundan en sitios perturbados, como *Dodonaea viscosa* (Rzedowski y Calderón, 1985) y *Pseudosmodingium perniciosum* (Rzedowski, 1978) o de especies como *Lysiloma divaricatum*, que aunque es típica de comunidades primarias de SBC, puede ser encontrada también en sitios perturbados (Arriaga, 1991; Martin *et al.*, 1998) con una densidad mayor (Breceda, 1994; Trejo, 1998). La predominancia de plantas menores a 6 m de altura en los tres sitios (en particular menores a 4.5 m) y la presencia mínima de árboles con alturas superiores a 6 m (emergentes), dio como resultado un estrato arbóreo de baja estatura, el cual se encuentra en el límite inferior de lo esperado para este tipo de formación vegetal (Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963; Rzedowski, 1978). No obstante, se encontraron valores de altura dentro del intervalo reportado por Trejo (1998). A pesar de que las comunidades analizadas tienen una estructura vertical similar a la de los sitios de Trejo (1998), tienen un dosel considerablemente más bajo que otras selvas (*cf.* Rzedowski, 1978).

La tendencia de la distribución de individuos hacia las clases pequeñas de DAP indica que éstas, al igual que otras comunidades de SBC (Trejo, 1998), poseen una estructura diamétrica dominada por individuos pequeños, en particular, menores a 5 cm de DAP. Sin embargo, se ha reportado que el pastoreo por ganado vacuno reduce la abundancia de tallos grandes (Stern *et al.*, 2002), lo que podría explicar la menor abundancia de éstos en S3.

La disminución en el número de árboles y arbustos con DAP > 10 cm en S2 y en la altura promedio de tales individuos en S2 y S3 podría indicar el efecto que el fuego, la tala selectiva y el pastoreo tienen sobre dichos sitios.

Si bien se ha reportado que en las comunidades de SBC sólo unas cuantas especies tienen VIR altos (Trejo, 1998), los datos de algunas especies encontradas en los sitios de Xochicalco muestran valores mayores a los de las especies con el VIR más alto encontradas en El Limón (*Lysiloma divaricatum*; ≈12%) y en Cerro Tuxpan (*Bursera*

*longipes*;  $\approx 7\%$ ). Esto significa que la estructura de las comunidades de estudio está dominada únicamente por un número pequeño de especies, principalmente en S3, en donde dos especies conformaron casi el 40% de la estructura de la comunidad (ver Cuadro 14).

En particular *L. divaricatum*, especie típica de comunidades primarias de SBC (Arriaga, 1991), se encontró entre las especies con mayor importancia relativa en los tres sitios. No obstante, en S3 obtuvo una importancia relativa superior a la reportada en otros sitios en buen estado de conservación (Trejo, 1998). Esto podría indicar que tal especie puede ser favorecida por las condiciones creadas por los disturbios que se presentan en la zona (en mayor medida en S3), ya que se ha señalado que la sobre dominancia de algunas especies en un sitio, entre ellas *L. divaricatum*, puede ser la señal de algún evento de disturbio que ha favorecido su regeneración (Trejo, 1998).

Por lo anterior, se puede suponer que las diferencias encontradas en la densidad, frecuencia, dominancia y VIR de los sitios de estudio podrían ser indicativas de los efectos que los disturbios que se presentan en la zona tienen sobre la vegetación que se establece en ellos, siendo afectados en mayor medida S2 y S3.

El hecho de haber encontrado una proporción de individuos por forma de vida similar a la de los sitios de Trejo (1998) podría indicar que aunque los disturbios que se presentan en la zona tienen efectos negativos sobre los parámetros estructurales de las comunidades analizadas (p. ej., altura, cobertura, área basal), tales proporciones se mantienen similares a las de otras comunidades de SBC.

Debido a que la riqueza de especies es una manera simple de medir la diversidad local (diversidad  $\alpha$ ) de una comunidad (aunque no toma en cuenta las abundancias de las especies; Trejo, 1998), las estimaciones aquí presentadas indican que la diversidad  $\alpha$  de los sitios de estudio es más baja de lo que podría esperarse.

La mayor aproximación de S1 a los valores de diversidad y de equitatividad de los sitios de Trejo (1998) podrían indicar un mejor estado de conservación de S1 con respecto de S2 y S3. Los valores más bajos de los índices de diversidad y de equitatividad en S2 y S3 se deben a la menor riqueza específica y a la alta abundancia de



algunas especies (principalmente de *Dodonaea viscosa*, *Lysiloma divaricatum*, *Pseudosmodium perniciosum* y *Bursera copallifera*) encontradas en tales sitios.

Una causa de tales disminuciones podría ser la creación de claros provocados por el fuego y la tala selectiva que se presentan en S2 y S3. Mackenzie *et al.* (1998) sostienen que la creación de claros en comunidades de estados sucesionales tardíos da como resultado la disminución de la diversidad. Asimismo, se ha reportado que el constante pastoreo por ganado vacuno reduce la diversidad florística en la SBC (Stern *et al.*, 2002).

En este estudio se utilizaron dos índices de similitud distintos debido a que cada uno de ellos considera atributos diferentes de las comunidades que se analizan y, por ello, aportan perspectivas diferentes sobre la similitud de dos sitios. El índice de Sørensen sólo toma en cuenta el número de especies, mientras que el índice de Morisita-Horn, además de tomar en cuenta este atributo, incluye en su cálculo las abundancias de las especies (Magurran, 1988). Asimismo, con el índice de Sørensen se tiene un parámetro de comparación con estudios realizados en otras comunidades de SBC (p. ej., Trejo, 1998), no obstante, el índice de Morisita-Horn da una idea más completa de la similitud existente entre los sitios. Por lo anterior, si se toma en cuenta solamente el número de especies que comparten los sitios (índice de Sørensen), presentan una similitud de hasta 52%, mientras que si se toman en cuenta las abundancias de las especies presentes en ellos (índice de Morisita-Horn), alcanzan hasta un 75% de similitud (ver Cuadro 18).

La mayor similitud entre S2 y S3 con respecto de S1 podría indicar que S2 y S3 se encuentran afectados de manera similar por los disturbios que se presentan en la zona.

Con base en las diferencias encontradas en la composición de especies, en los valores de los parámetros estructurales, en el índice de diversidad y en los índices de similitud, además de las comparaciones realizadas con los sitios de Trejo (1998), se puede concluir que muy probablemente la vegetación de S2 y S3 se encuentra afectada en mayor medida por los disturbios que se presentan en la zona, ya que muestra mayores signos de deterioro.

Sin embargo, es importante notar que a menudo los efectos de los disturbios antropogénicos provocan confusiones en el reconocimiento de patrones sucesionales



(Budowski, 1970) y más aún si las características de manejo son diferentes (Kalacska *et al.*, 2004). Ya que no fue posible determinar con precisión el régimen de disturbio al que se encuentra sometida la zona y sólo se cuenta con evidencia indirecta del disturbio, los resultados encontrados en este trabajo sólo son una base para el establecimiento de criterios para el manejo de la zona de estudio.

Aunque los aspectos relacionados con el estado de conservación de estos sitios deben analizarse con mayor detalle posteriormente, es posible detectar algunas señales que dan indicios del efecto de los disturbios en la zona. En particular, se reconocieron algunas especies que, por los cambios en su densidad en los sitios de estudio, podrían ser indicadoras de tales efectos. Por ejemplo, en el caso de *Bursera copallifera*, las disminuciones de densidad en S2 y S3 y la mayor proporción de individuos pequeños en S3 (Cuadro 19) podrían ser señales de los efectos que el fuego, la tala y el pastoreo tienen sobre tal especie. Considerando estos resultados, la especie podría pertenecer a comunidades maduras de SBC. En otros sitios cercanos a la zona se ha encontrado a esta especie tanto en zonas con menor disturbio, como en sitios sometidos a talas, quemas inmoderadas y sobrepastoreo por ganado bovino, equino y ramoneo por ganado caprino (SPP, 1984).

Asimismo, la mayor densidad de individuos pequeños de *Lysiloma divaricatum* en los tres sitios (Cuadro 19) es, muy probablemente, un reflejo del efecto de los disturbios que se presentan en la zona. Esta especie, aunque es típica de comunidades primarias de SBC (Arriaga, 1991), también se encuentra en sitios perturbados por fuego y por pastoreo por ganado bovino (SPP, 1984; Arriaga, 1991) con mayor densidad (Breceda, 1994; Trejo, 1998).

Otras especies que pueden considerarse como posibles indicadoras de los disturbios son *Dodonaea viscosa*, *Brahea dulcis* y *Pseudosmodium perniciosum*. Estas especies tuvieron una mayor abundancia en S2 y S3, los cuales aparentemente son los más perturbados, mientras que en S1 ni *B. dulcis* ni *D. viscosa* fueron detectadas en el censo y *P. perniciosum* sólo estuvo representada por un individuo (Cuadro 19). Esto sugiere que los disturbios que se presentan en S2 y S3 podrían ser un factor importante que favorece el crecimiento de estas especies.

Cuadro 19. Distribución diamétrica de los individuos de cinco especies en los sitios de estudio.

DAP (cm)	<i>B. dulcis</i>			<i>B. copallifera</i>			<i>D. viscosa</i>			<i>L. divaricatum</i>			<i>P. perniciosum</i>		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
1 a 2.5	-	-	-	1	-	35	-	23	37	29	4	57	-	3	6
> 2.5 a 10	-	-	1	7	4	25	-	26	41	26	12	70	-	6	30
> 10 a 20	-	4	1	15	4	3	-	2	1	2	5	14	-	7	27
> 20 a 30	-	1	3	12	2	-	-	1	-	-	1	9	1	1	9
> 30	-	1	3	12	11	-	-	-	-	1	1	3	-	5	11

En el caso de *B. dulcis*, se ha reportado que tal especie puede desarrollarse en sitios altamente perturbados, sometidos a sobrepastoreo por ganado bovino, equino, ramoneados por ganado caprino y desmontados (Miranda, 1941 y SPP, 1984). Además, se sabe que su crecimiento es inducido mediante incendios (SPP, 1984).

Por su parte, *D. viscosa* también puede ser encontrada en sitios altamente perturbados, sometidos a pastoreo por ganado bovino y con incendios de origen antrópico (Miranda, 1941; SPP, 1984; Rzedowski y Calderón, 1985), mientras que *P. perniciosum* también puede ser encontrada en sitios perturbados (Rzedowski, 1978), sometidos a sobrepastoreo por ganado bovino, equino, ramoneo por ganado caprino, tala e incendios de origen antrópico (SPP, 1984).

Es importante mencionar que bajo el dosel de *B. dulcis*, *P. perniciosum* y *D. viscosa* se observó una gran abundancia de individuos juveniles del género *Bursera* y de algunas leguminosas. Esto podría indicar que estas especies están actuando como nodrizas de especies típicas de comunidades de SBC al facilitar su establecimiento (Glenn-Lewin y van der Maarel, 1992), lo cual podría contribuir al proceso de sucesión en la zona.

El grado de deterioro en el que se encuentran las comunidades de SBC del noroeste del estado de Morelos es preocupante. Según Trejo (1998), si se continúa con las tasas de deforestación actuales, para el 2015 las comunidades de SBC remanentes de Morelos abarcarán sólo una extensión de 751 km<sup>2</sup>, lo que corresponde al 26.4% de la superficie original cubierta por este tipo de vegetación y si se considera solamente el área relativamente bien conservada, para el 2030 la superficie remanente será del 10% con respecto de la original.

Es importante mencionar que el área de SBC bajo algún decreto de protección en Morelos es de sólo 260 km<sup>2</sup> (5% de la superficie de Morelos y 24% de las comunidades de SBC de del estado; Trejo, 1998). Además, la distribución actual de la SBC en el estado (Fig. 1c) muestra una fragmentación severa. Concretamente, las comunidades de SBC en la zona se encuentran fragmentadas en pequeños manchones o parches aislados inmersos en una matriz severamente perturbada, en la que existen algunas zonas totalmente desprovistas de vegetación y con fuerte erosión.

Por lo anterior, es urgente la implementación de medidas para detener o, al menos, atenuar el daño que los disturbios, principalmente el fuego y el pastoreo por ganado, ocasionan en la zona, además de restaurar y conservar tales comunidades vegetales. El proyecto de restauración que se está implementando en la zona constituye el comienzo de tales acciones.

El presente estudio en el contexto de dicho proyecto es muy relevante, ya que aporta un marco de referencia sobre las características de estructura y composición florística de la selva y de la variabilidad de las propiedades de la vegetación sometida a diferentes tipos de disturbio. Esta información es crucial en los programas de manejo en la zona. Además, el haber identificado numerosos elementos nativos y que conforman estructuralmente a estas selvas permite planear opciones de restauración, ya que se cuenta con fuentes de obtención de propágulos útiles para dicha tarea.

Sin embargo, para poder definir el estado en el que se encuentran estas comunidades y, con ello, contar con más elementos para llevar a cabo un programa de restauración, sería muy útil la determinación del régimen de disturbio al que ha estado sometida la zona y un análisis más profundo de los efectos que tienen los disturbios sobre las comunidades de SBC en esta región.

Es importante mencionar que durante la conversión de la SBC a pastizales ocurre una importante pérdida de biomasa como resultado del fuego, mientras que la descomposición, el pastoreo por ganado y otros procesos (entre ellos la erosión) ocasionan pérdidas menores (Kauffman *et al.*, 1993; Kauffman *et al.*, 2003). Además, se ha reportado que la intensidad de disturbio (remoción artificial de la vegetación, fuego leve y fuego intenso) tiene efectos importantes sobre el patrón de recuperación de la

vegetación al actuar sobre dos formas alternativas de regeneración (semillas vs. retoños), lo cual modifica la estructura y el desarrollo de la selva, siendo el fuego intenso el factor más importante de alteración de la estructura y la composición de la comunidad (Kennard *et al.*, 2002). Estudios como los anteriores podrían ser útiles para el conocimiento de las comunidades de la zona y, por consecuencia, para los objetivos de restauración.

De igual forma, deberían determinarse las preferencias topográficas y de hábitat de las especies importantes en la zona, ya que esta información puede ser relevante para el establecimiento de especies útiles para la restauración (Wali, 1999).

Un aspecto que debe ser tomado en cuenta en estudios posteriores es el grado de fragmentación al que se encuentran sometidas las comunidades de SBC de la zona. La fragmentación ocasiona alteraciones en los flujos físicos del terreno (radiación, viento y agua) y esto puede tener efectos sobre los remanentes de vegetación nativa (Saunders *et al.*, 1991). También se deben analizar las reducciones en los tamaños poblacionales de fauna nativa, ya que tales reducciones pueden ser el resultado de la destrucción del hábitat y de las invasiones de especies no nativas provenientes de áreas circundantes, producto de la fragmentación (Hobbs, 1987).

Por otra parte, se recomienda evaluar los cambios en el contenido de materia orgánica en el suelo cuando se dan conversiones de SBC a pastizales, ya que se han encontrado disminuciones que probablemente están asociadas a los efectos combinados de la ganadería, fuegos intensos y repetidos, lo que da como resultado una severa reducción en la productividad a largo plazo (García-Oliva *et al.*, 1994). Asimismo, sería importante documentar que se ha reportado la compactación, el incremento del pH y la pérdida de nutrientes en el suelo, debidos a la conversión de SBC a pastizales (Maass *et al.*, 1988; Kauffman *et al.*, 1993; García-Oliva y Maass, 1998).

Dada la importancia ecológica, económica y social de la SBC tanto en el país, como en la zona de estudio, de su alto grado de deterioro y del poco conocimiento que se tiene de estos ecosistemas tropicales, es urgente la realización de una amplia variedad de estudios para entender más a fondo su funcionamiento y, así, poder realizar las acciones necesarias para su restauración y conservación.

## **IX. CONCLUSIONES**

- Las comunidades de SBC en los tres sitios analizados presentaron diferencias en su composición florística. Los tres sitios presentaron similitudes con los datos de Trejo (1998), siendo las familias Leguminosae y Burseraceae las más abundantes.
- En general, los valores de los parámetros estructurales y de diversidad encontrados en estos sitios sugieren el efecto del disturbio, siendo los más afectados S2 y S3. Al comparar los valores encontrados en estos sitios con los valores de los sitios de Trejo (1998), se reconocieron pérdidas de algunas características distintivas de una comunidad típica de SBC.
- El grado de deterioro y la fragmentación que presentan las comunidades de SBC del estado de Morelos y de la zona de Xochicalco hace urgente el establecimiento de programas de restauración y conservación. Se deben erradicar o, al menos, atenuar, el efecto de los disturbios que actúan en la zona, principalmente el fuego, el pastoreo y la extracción de leña.
- Es necesaria la realización de estudios adicionales que aporten resultados complementarios a los obtenidos en este estudio, ya que la falta de conocimientos sobre las comunidades de SBC de la zona hace más difícil su restauración y conservación.

## LITERATURA CITADA

- Aguilera, N. 1989. Tratado de edafología de México. Tomo 1. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F.
- Arias, D. M., O. Dorado y B. Maldonado. 2002. Biodiversidad e importancia de la Selva Baja Caducifolia: la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla. *Biodiversitas* 45: 7-12.
- Arriaga, V. 1991. Fenología de 12 especies de la montaña de Guerrero, México: elementos para su manejo en una comunidad campesina. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F.
- Balvanera, P., E. Lott, G. Segura, C. Siebe y A. Islas. 2002. Patterns of  $\beta$ -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13: 145-158.
- Bonfil, C., I. Trejo y R. García-Barrios. 2004. The experimental station "Barrancas del Río Tembembe" for ecological restoration in NW Morelos, Mexico. *Memorias del Congreso "Restoration on the Edge Society of Ecological Restoration Conference"*. 24-26 de agosto. Victoria, British Columbia, Canadá.
- Bonilla-Barbosa, J. R. y J. L. Villaseñor. 2003. Catálogo de la Flora del Estado de Morelos. Centro de Investigaciones Biológicas. UAEM. Morelos.
- Boyás, J. C., M. A. Cervantes, J. M. Javelly, M. M. Linares, F. Solares, R. M. Soto, I. Naufal y L. Sandoval. 2001. Diagnóstico forestal del estado de Morelos. INIFAP-SAGARPA-Fundación Produce Morelos. México.
- Bradbury, I. K. 1999. Disturbance and primary production in terrestrial ecosystems. En: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground. Serie Ecosystems of the World*. Vol. 16. Elsevier, Nueva York. pp. 571-583.
- Breceda, A. M. 1994. La selva baja caducifolia y la vegetación de fondo de cañada en la sierra de La Laguna, B. C. S., México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F.
- Budowski, G. 1970. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowland forests. *Tropical Ecology* 2: 44-48.
- Carabias, J., V. Arriaga y V. Cervantes. 1994. Los recursos naturales de México y el desarrollo. En: Pascual, P. y J. Woldenberg (Coords.). *Desarrollo, desigualdad y medio ambiente*. Cal y Arena. México. pp. 303-345.
- Ceballos, G. y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in Western Mexico. *Conservation Biology* 1349-1356.
- Cervantes, V., M. López, N. Salas y G. Hernández. (Eds.). 2001. *Técnicas para propagar especies nativas de Selva Baja Caducifolia y criterios para establecer áreas de*

- reforestación. Coordinación de Servicios Editoriales. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F. pp.2-15.
- CETENAL, 1975. Carta geológica. Cuernavaca. E-14-A-59. Esc. 1: 50 000. Secretaría de la Presidencia. México.
- 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.
- Cruz, L. M. 1974. Manual de laboratorio de ecología vegetal. Departamento de Fitotecnia. Universidad de El Salvador. San Salvador.
- Dalla Torre, C. G. y H. Harms. 1963. Genera siphonogamarum ad systema englerianum conscripta. Ab auctoribus. Wiesbaden: Wissenschaftliche Neudrucke GMBH.
- Dirzo, R. 1992. Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México. En: Sarukhán, J. y R. Dirzo (Comp.). México ante los retos de la biodiversidad. CONABIO. México, D. F. pp. 283-290.
- Douchaufour, P. 1975. Manual de edafología. Toray-Masson. Barcelona.
- Fleischner, T. L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology* 8: 629-644.
- Flores, O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. 2ª ed. CONABIO-UNAM. México, D. F.
- Fries, C. 1960. Geología del Estado de Morelos y de partes adyacentes de México y Guerrero, región central meridional de México. *Anales del Instituto de Geología, UNAM* 16.
- Fuller, M. 1991. Forest fires. An introduction to wildland fire behavior, management, firefighting and prevention. John Wiley and Sons. Nueva York.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Edición de la autora. México, D. F.
- García-Oliva, F., I. Casar, P. Morales y J. M. Maass. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99: 392-396.
- García-Oliva, F. y J. M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62: 39-48.
- Garza, S. y N. González. 1995. Xochicalco. En: De la Fuente, B., S. Garza, N. González, A. Lebeuf, M. León. y J. Wimer (Eds.). La acrópolis de Xochicalco. Instituto de Cultura de Morelos, México, D. F. pp. 89-144.



- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15: 1-54.
- Gentry, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 1-34.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. pp. 146-194.
- Gillespie, T. W., A. Grijalva y C. N. Farris. 2000. Diversity, composition and structure in tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147: 37-47.
- Glenn-Lewin, D. C. y E. van der Maarel. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. En: Glenn-Lewin, D. C., R. K. Peet y T. T. Veblen (Eds.). *Plant succession. Theory and prediction*. Chapman & Hall. Londres.
- Gómez, A. 2000. Caracterización del medio físico de la Cuenca del río Tembembe empleando sistemas de información geográfica (SIG Cuencas). Extensos de la XI Reunión Nacional SELPER-México. Cuernavaca.
- González-Iturbe, J. A., I. Olmsted y F. Tun-Dzul. 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 167: 67-82.
- Hanson, H. C. y E. D. Churchill. 1961. *The Plant Community*. Reinhold Publishing Corporation. Nueva York.
- Hartshorn, G. S. y J. L. Whitmore. 1999. Anthropogenic disturbance and tropical forestry: Implications for sustainable management. En: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground*. Serie *Ecosystems of the World*. Vol. 16. Elsevier. Nueva York. pp. 467-486.
- Hirth, K. 2000. Archaeological research at Xochicalco. Ancient urbanism at Xochicalco. Vol. 1. The University of Utah Press. Salt Lake City.
- Hobbs, R. J. 1987. Disturbance regimes in remnants of natural vegetation. En: Saunders, D. A., G. W. Arnold, A. A. Burbidge y A. J. M. Hopkins (Eds.). *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty and Sons. Chipping Norton, Australia. pp: 233-240.
- Hobbs, R. J. 1999. Restoration of disturbed ecosystems. En: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground*. Serie *Ecosystems of the World*. Vol. 16. Elsevier. Nueva York. pp. 673-687.
- Hunter, M. L. 1996. *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell science. Cambridge, USA.



- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. XII Censo general de población y vivienda, 2000. Tabulados básicos. Morelos. Tomo 1. INEGI. Aguascalientes.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests. En: Wilson, E. O. (Ed.). The most endangered tropical ecosystem. Biodiversity. National Academy Press. pp. 130-137.
- Jardín Botánico de Missouri (Missouri Botanical Garden). 2004. Nomenclatural Data Base. <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>.
- Jiménez, J. L. 2004. Estructura del bosque de *Abies hickelii* Flous *et* Gausson en la comunidad de Santa María Yavesía, Distrito de Ixtlán, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. Ter Braak y O. F. R. Van Tongeren (Eds.). 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Kalacska, M., G. A. Sánchez-Azofeifa, J. C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivard y D. H. Janzen. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200: 227-247.
- Kauffman, J. B., R. L. Sanford, D. L. Cummings, I. H. Salcedo y E. V. S. B. Sampaio. 1993. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. *Ecology* 74: 140-151.
- Kauffman, J. B., M. D. Steele, D. L. Cummings y V. J. Jaramillo. 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176: 1-12.
- Kennard, D. K., K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.
- Krebs, C. J. 1985. *Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia*. 2ª ed. Harla. México, D. F.
- Lamb, D. y D. Gilmore. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido y WWF, Gland, Suiza.
- Lott, E. J., S. H. Bullock y J. A. Solís-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of coastal Jalisco. *Biotropica* 19: 228-235.
- Luken, J. O. 1990. Directing ecological succession. Chapman y Hall. Londres.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. pp. 399-422.

- Maass, J. M., C. F. Jordan y J. Sarukhán. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25: 595-607.
- MacDonald, G. M. 2003. *Biogeography. Introduction to space, time and life*. John Wiley and Sons. Nueva York.
- Mackenzie, A., A. S. Ball y S. R. Virdee. 1998. *Instant notes in ecology*. Springer-Verlag. Nueva York. pp. 208-211.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton.
- Martin, P. S., D. Yetman, M. Fishbein, P. Jenkins, T. R. Van Devender y R. Wilson. 1998. *Gentry's Rio Mayo plants. The tropical deciduous forest & environs of Northwestern Mexico*. University of Arizona Press. Tucson.
- Martínez-Yrizar, A., A. Búrquez y M. Maass. 2000. Structure and functioning of tropical deciduous forest in Western Mexico. En: Robichaux, R. H. y D. Yetman (Eds.). *The tropical deciduous forest of Alamos: biodiversity of a threatened ecosystem in Mexico*. University of Arizona Press. Tucson. pp. 19-35.
- Masera, O., M. J. Ordóñez y R. Dirzo. 1992. Carbon emissions from deforestation in Mexico: current situation and long-term scenarios. En: Makundi, W. y J. Sathaye (Eds.). *Carbon Emissions and Sequestration in Forests: Case Studies from Seven Developing Countries: Summary*. University of California. Berkeley.
- Masera, O. R., M. J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican Forests: Current situations and long-term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.
- Matteucci, S. D. y A. Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D. C.
- Miranda, F. 1941. Estudios sobre la vegetación de México. La vegetación de los cerros al sur de la Meseta de Anáhuac. El Cuajitotl. *Anales del Instituto de Biología*. UNAM 12: 569-614.
- Miranda, F. y E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Mizrahi, A., J. M. Ramos y J. Jiménez-Osornio. 1997. Composition, structure, and management potential of secondary dry tropical vegetation in two abandoned henequen plantations of Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 96: 273-282.
- Mooney, H. A., S. H. Bullock y E. Medina. 1995. Introducción. En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. pp. 1-8.

- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. Nueva York.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. Annual Review of Ecology and Systematics 17: 67-88.
- Olvera, M. D., W. Wruck, A. Reyes y H. G. Cortés. 2000. Modelos tipo y beneficios de las líneas vegetativas intermedias en suelos de ladera. X Congreso Nacional de Irrigación. Simposio 4. Manejo integral de cuencas hidrológicas. Chihuahua.
- Peña-Ramírez, V. M. y C. Bonfil. 2003. Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña (Guerrero), México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 75: 5-20.
- Pérez, E. A. 2002. Enclaves de vegetación xerofítica en regiones mésicas: caracterización, análisis de su diversidad florística e importancia en el mantenimiento de floras xerofíticas. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F.
- Rincón, E., M. Álvarez, G. González, P. Huante y A. Hernández. 1999. Restauración de selvas bajas caducifolias. Gaceta Ecológica INE-SEMARNAP 53: 62-71.
- Rodríguez, D. A. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo – Mundi-Prensa. México, D. F.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F.
- Rzedowski, J. 1990. Vegetación potencial. Atlas Nacional de México, Sección Naturaleza. Hoja IV.8.2. Vol. II. Esc. 1: 4 000 000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Rzedowski, J. 1991a. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. Acta Botánica Mexicana 15: 47-64.
- Rzedowski, J. 1991b. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. Acta Botánica Mexicana 14: 3-21.
- Rzedowski, J. y G. Calderón. 1985. Flora fanerogámica del Valle de México. Vol. III. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas-Instituto de Ecología. México, D. F.
- Sáenz, C. A. 1962. Exploraciones arqueológicas en Xochicalco, Morelos. Boletín INAH 7: 1-4.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. Conservation Biology 5: 18-32.
- SEMARNAT. 2003. Informe de la situación del medio ambiente en México, 2002. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F.
- SER (Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group). 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org/](http://www.ser.org/).

- SPP. 1983. Carta edafológica. Cuernavaca. E-14-A-59. Esc. 1: 50 000. Secretaría de Programación y Presupuesto-INEGI. México.
- SPP. 1984. Carta de uso del suelo y vegetación. Cuernavaca. E-14-5. Esc. 1: 250 000. Secretaría de Programación y Presupuesto-INEGI. México.
- StatSoft, Inc. (1998). *Statistica for Windows*. Tulsa.
- Stern, M., M. Quesada y K. E. Stoner. 2002. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermitent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical* 50: 1021-1034.
- Thompson, L. M. y F. R. Troeh. 1982. *Los suelos y su fertilidad*. 4ª ed. Reverté. Barcelona.
- Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo* 14: 17-30.
- Toledo, V. M., J. Carabias, C. Toledo y C. González-Pacheco. 1989. La producción rural de México: alternativas ecológicas. Fundación Universo Veintiuno. México, D. F.
- Trejo, I. 1996. Características del medio físico de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas. Boletín Instituto de Geografía. Número Especial 4*: 95-110.
- Trejo, I. 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: Relaciones con el clima y el suelo. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F.
- Trejo, I. 1999. El clima de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas. Boletín Instituto de Geografía. Número Especial 39*: 40-52.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11: 2063-2084.
- 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 Instituto de Geografía. Número Especial 5*: 11-18.
- Vázquez-Yanes, C. y A. I. Batis. 1996. Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58: 75-84.
- Vázquez-Yanes, C. y A. Orozco. 1989. *La destrucción de la naturaleza*. Fondo de Cultura Económica. México, D. F.
- Vázquez-Yanes, C., A. Orozco, M. Rojas, M. E. Sánchez y V. Cervantes. 1997. *La reproducción de las plantas: Semillas y meristemos*. Fondo de Cultura Económica. México, D. F.

- Wali, M. 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213: 195-220.
- Walker, L. R. y R. del Moral. 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- Walker, L. R. y M. R. Willig. 1999. An introduction to terrestrial disturbances. En: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground. Serie Ecosystems of the World. Vol. 16.* Elsevier, Nueva York. pp.1-16.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire.* Cambridge University Press. Nueva York.
- White, P. S. y S. T. A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En: Pickett, S. T. A. y P. S. White. (Eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* Academic Press, Inc. Orlando. pp. 3-13.
- Willig, M. R. y L. R. Walker. 1999. Disturbance in terrestrial ecosystems: Salient themes, synthesis, and future directions. En: Walker, L. R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground. Serie Ecosystems of the World. Vol. 16.* Elsevier, Nueva York. pp. 747-767.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis.* 4<sup>a</sup> ed. Prentice Hall. Upper Sadle River, USA.

## Anexo 1

Lista de especies encontradas en los tres sitios.

Familia <sup>1</sup>	Especie <sup>2</sup>
Agavaceae	<i>Agave angustifolia</i> Haw.
Anacardiaceae	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.) Standl. <i>Comocladia engleriana</i> Loes. <i>Pseudosmodingium perniciosum</i> (Kunth) Engl. <i>Rhus galeotti</i> Standl. No determinada
Apocynaceae	<i>Mandevilla syrinx</i> Woodson <i>Mandevilla</i> sp.
Asclepiadaceae	<i>Marsdenia zimapanica</i> Hemsl. No determinada
Bombacaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f. <i>Ceiba parvifolia</i> Rose <i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand
Boraginaceae	<i>Cordia morelosana</i> Standl.
Burseraceae	<i>Bursera aff. simaruba</i> (L.) Sarg. <i>Bursera bicolor</i> (Willd. ex Schltdl.) Engl. <i>Bursera bipinnata</i> (DC.) Engl. <i>Bursera copallifera</i> (DC.) Bullock <i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl. <i>Bursera glabrifolia</i> (Kunth) Engl. <i>Bursera grandifolia</i> (Schltdl.) Engl. <i>Bursera lancifolia</i> (Schltdl.) Engl. <i>Bursera longipes</i> (Rose) Standl. <i>Bursera schlechtendalii</i> Engl.
Cactaceae	<i>Opuntia</i> sp.
Compositae	<i>Porophyllum punctatum</i> (Mill.) S.F. Blake <i>Chromolaena</i> sp. <i>Critoniopsis</i> sp. <i>Otopappus</i> sp. <i>Verbesina</i> 1 <i>Verbesina</i> 2 <i>Zaluzania</i> sp. No determinada 1 No determinada 2
Convolvulaceae	<i>Ipomoea arborescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) G. Don <i>Ipomoea pauciflora</i> M. Martens & Galeotti <i>Ipomoea</i> sp. <i>Jacquemontia</i> sp.
Euphorbiaceae	<i>Croton sonorae</i> Torr. <i>Dalembertia populifolia</i> Müll. Arg. No determinada
Gramineae	<i>Lasiacis</i> sp.
Hippocrateaceae	<i>Hippocratea celastroides</i> Kunth
Labiatae	<i>Salvia sessei</i> Benth.
Leguminosae	<i>Acacia bilimekii</i> J.F. Macbr.

<sup>1</sup> Según la clasificación propuesta por Dalla Torre y Harms (1963).

<sup>2</sup> Según la nomenclatura del Jardín Botánico de Missouri (2004).

	<i>Acacia cochliacantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.
	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.
	<i>Acacia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Benth.
	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.
	<i>Galactia viridiflora</i> (Rose) Standl.
	<i>Indigofera densiflora</i> M. Martens & Galeotti
	<i>Indigofera platycarpa</i> Rose
	<i>Leucaena esculenta</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Benth.
	<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.
	<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.
	<i>Lysiloma tergeminum</i> Benth.
	<i>Mimosa polyantha</i> Benth.
	<i>Nissolia fruticosa</i> Jacq.
	<i>Senna holwayana</i> (Rose) H.S. Irwin & Barneby
	<i>Dalbergia</i> sp.
	<i>Desmodium</i> sp.
	No determinada
Malpighiaceae	<i>Lasiocarpus salicifolius</i> Liebm.
	<i>Mascagnia polybotrya</i> (A. Juss.) Nied.
	No determinada
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth
Oleaceae	<i>Fraxinus pringlei</i> Lingelsh.
	<i>Fraxinus</i> sp.
Palmae	<i>Brahea dulcis</i> (Kunth) Mart.
Ranunculaceae	<i>Clematis grossa</i> Benth.
Rhamnaceae	<i>Colubrina macrocarpa</i> (Cav.) G. Don
	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Zucc.
	<i>Karwinskia mollis</i> Schltdl.
Rubiaceae	No determinada 1
	No determinada 2
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.
	<i>Serjania triquetra</i> Radlk.
	<i>Thouinia villosa</i> DC.
	<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth
Simaroubaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.
	<i>Physodium dubium</i> Hemsl.
	<i>Ayenia</i> sp.
Tiliaceae	<i>Heliocarpus terebinthinaceus</i> (DC.) Hochr.
	<i>Heliocarpus velutinus</i> Rose
Ulmaceae	<i>Celtis caudata</i> Planch.
Urticaceae	Urticaceae sp.
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.
	<i>Lantana hirta</i> Graham
	<i>Lippia graveolens</i> Kunth
	<i>Cissus subtruncata</i> Rose
Vitaceae	
	No determinada 1
	No determinada 2
	No determinada 3
	No determinada 4
	No determinada 5

## **Anexo 2**

Al presente trabajo se le adjuntó un disco compacto con imágenes de algunos de los ejemplares colectados en la zona de estudio. La ruta de acceso para visualizar una imagen es la siguiente:

1. Inicie el Explorador de Windows y seleccione la unidad de CD.
2. Abra la carpeta "Flora Xochicalco".
3. Ejecute el archivo "Inicio Flora Xochicalco".
4. Dé clic en "Flora de la Zona Arqueológica de Xochicalco".
5. Seleccione la opción que desee ver.