



El Colegio de La Frontera Sur

**Restauración forestal en paisajes periurbanos: el caso de La
Milpoleta, Chiapas**

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de

Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Laura Fernández Pérez

2011



El Colegio de la Frontera Sur

San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 23 de Septiembre de 2011.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

Laura Fernández Pérez

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada

Restauración forestal en paisajes periurbanos: el caso de La Milpoleta, Chiapas.

para obtener el grado de **Maestro (a) en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

| Nombre | Firma |
|---|-------|
| Tutor/a Neptalí Ramírez Marcial | _____ |
| Asesor/a Mario González Espinosa | _____ |
| Asesor /a Miguel Ángel Vázquez Sánchez | _____ |
| Sinodal adicional Bruce Gordon Ferguson | _____ |
| Sinodal suplente Héctor Sergio Cortina Villar | _____ |

“Hay quien cruza el bosque y
sólo ve leña para el fuego”.

León Tolstoi

“Los árboles son poemas que la Tierra
escribe en el cielo. Los cortamos y los
convertimos en papel, para poder dejar
constancia de nuestro vacío”.

Kahlil Gibran

“De vez en cuando vale la pena salirse del camino,
sumergirse en un bosque.
Encontrará cosas que nunca había visto”.

Alexander Graham Bell

“Cuando frecuentaba el bosque de pequeña, me decían que una serpiente podría
morderme, que podría atrapar una flor venenosa o que los duendes me podrían raptar,
pero continué yendo y no encontré sino ángeles, mucho más tímidos ante mí de lo que
yo pudiera sentirme ante ellos”.

Emily Dickinson

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme todo, lo que soy, lo que tengo y por poner en mi camino infinidad de enseñanzas de vida, gente valiosa y lecciones que se tienen que aprender.

A mi madre, Alejandra Pérez por todo su amor y apoyo incondicional, consejos, visitas, pero sobre todo por el ejemplo que ha sido para mi. Eres una mujer invaluable y una luchadora incansable, gracias por todo mamá!

A mi esposo Abraham Vargas Hernández, por ser mi compañero de vida, por tu paciencia, comprensión, apoyo y el amor que me has dado.

A mi hermana Maite Fernández Pérez, por guiarme desde pequeñas, estar conmigo siempre, a pesar de que estemos tan lejos. No podría terminar de escribir todas las cosas que me has enseñado.

A María Jesús Terrazo Pazos, mi segunda hermana, por apoyarme desde la distancia cada día. Gracias por darme tu amistad y cariño todos estos años.

A mi comité tutelar, Dr. Neptalí Ramírez, Dr. Mario González y MC. Miguel Ángel por el apoyo personal y científico durante mis estudios de posgrado.

A mis sinodales, Dr. Héctor Sergio Cortina Villar y Dr. Bruce Gordon Ferguson por sus valiosas correcciones.

A Miguel Martínez Icó por su invaluable ayuda en la identificación de especies en campo, además de ser un gran amigo.

A mis tíos Sofía y Manolo, primos Sandra, Montse y Miguel, por darme un hogar cuando estuve lejos del mío y hacerme sentir como en casa.

A mis tíos Lupita, Arturo y mi prima Ericka por todos sus consejos y ayuda durante toda mi vida.

A mis primos Rocío Niembro y Raúl Orgaz, y mis tíos Elba Abuela y Alberto Niembro, por sus enseñanzas de vida, su apoyo y cariño.

A Ethel Paulina Martínez Aguilera, por tus atinados comentarios y por enseñarme que cuando la vida no va como se espera, siempre hay que seguir adelante. Todo un ejemplo y una valiosa mujer.

A mi carnal Daniel Ortiz Aguilar, por ser un gran amigo. En los momentos en los que uno no espera reírse, ahí estás para hacer el momento más agradable.

A Ruth Partida Lara, por ser una excelente amiga, “roomy” y compañera de campo.

A toda la banda: Raúl, Juan Manuel, Eric, David, Kato, Sadao, Cristina, Ivar, Sergio, Ramón, Abril, Lupita, Saúl y Víctor. Las clases, tardes de café, fiestas, su apoyo y sus risas, hicieron más divertido San Cristóbal.

A la familia Sánchez-Kramsky (Sra. Emilia, Sr Nacho, Marina, Valentina, Sofía y Helda) por todo su apoyo y amistad en mi estancia por la bella ciudad.

Al equipo de voleyball “Lomas” por hacer que mi estancia más agradable, en especial a Mario, Mariela, Domi, Manu, Ema y Lupita.

A Fabiola Gutiérrez Medina, por todas las risas, conversaciones, consejos y apoyo.

A las comunidades de “La Milpoleta” y “El Aguaje” por facilitar mi estancia y permitirme aprender algo de sus bosques.

Al Ing. Carlos Rodríguez Morales (expresidente municipal de SCLC) por las facilidades otorgadas para la entrevista.

Al Laboratorio de Análisis de Información Geográfica, en especial a Emanuel Valencia Barrera por su ayuda en la elaboración de mapas.

Al Dr. David González Solís de la unidad Chetumal por el esclarecimiento de dudas.

Esta tesis fue realizada con financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (291826) al cual agradezco su apoyo para realizar mis estudios de posgrado.

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| RESUMEN..... | 7 |
| ABSTRACT | 8 |
| INTRODUCCIÓN..... | 9 |
| Paisajes fragmentados y áreas periurbanas | 12 |
| Diversidad de bosques en Los Altos de Chiapas | 13 |
| Restauración y sucesión ecológica | 15 |
| OBJETIVOS | 20 |
| HIPÓTESIS | 21 |
| MÉTODOS | 22 |
| Área de estudio..... | 22 |
| Composición y estructura..... | 29 |
| Conteo de anillos | 31 |
| Tocones y regeneración natural..... | 31 |
| RESULTADOS | 32 |
| Caracterización física de los sitios | 32 |
| Composición forestal | 33 |
| <i>Valores de importancia relativa por especie y estructura de tamaños</i> | 33 |
| <i>Densidad</i> | 34 |
| <i>Área basal</i> | 35 |
| <i>Cobertura</i> | 37 |
| Regeneración y tocones | 37 |
| Riqueza y diversidad de especies..... | 38 |
| DISCUSIÓN..... | 44 |
| Condiciones físicas de los sitios | 45 |
| Composición, estructura y diversidad biológica | 47 |
| CONCLUSIONES..... | 56 |
| LITERATURA CITADA | 57 |
| APÉNDICE 1..... | 75 |
| APÉNDICE 2..... | 77 |
| APÉNDICE 3..... | 78 |
| APÉNDICE 4..... | 79 |
| APÉNDICE 5..... | 80 |

RESUMEN

La reducción de la cobertura vegetal en áreas periurbanas es ocasionada por la expansión urbana y el cambio de bosques a tierras agrícolas. En un área afectada por un incendio forestal en Los Altos de Chiapas se reforestó con el ciprés (*Cupressus lusitanica*); sin embargo se desconoce si ésta acción logró restablecer la estructura y función del bosque nativo previo. El objetivo general de este trabajo fue evaluar el efecto de la reforestación con *C. lusitanica* (BC) sobre la composición, estructura y algunas características físicas y químicas del suelo, comparándolas con los suelos de los fragmentos de bosque de *Quercus* spp. medianamente maduros (BQ) y un bosque secundario de pino-encino (BS) en áreas periurbanas de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Los tres tipos de bosque presentaron diferencias significativas solamente en el pH y el contenido de arena y arcilla. La mayor área basal se registró en el BQ ($38.7 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) seguida de BS ($16.48 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) y el BC ($12.59 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Se encontraron diferencias en la cobertura del dosel entre BC y BQ ($p < 0.001$), siendo el BC el más abierto (55%). La riqueza total fue de 35 especies, donde BS presentó el valor más alto (30 especies), sin embargo el BQ mostró una mayor diversidad y uniformidad en todas las clases diamétricas. El proceso de sucesión ecológica ha sido más lento en BC comparado con BS, disminuyendo la riqueza y diversidad de especies leñosas; sin embargo se han mantenido algunas propiedades edáficas. Se recomienda realizar prácticas de enriquecimiento mediante la introducción de plántulas tolerantes a la sombra. Para recuperar ambientes degradados, los programas de reforestación deben utilizar especies nativas de diferentes estadios sucesionales cuyas características sean complementarias para mantener la diversidad biológica de los bosques.

Palabras clave: áreas periurbanas, *Cupressus lusitanica*, diversidad biológica, sucesión vegetal.

ABSTRACT

The reduction of plant cover is mainly caused by land-use changes. After 28 years of reforested burned area with Mexican cypress (*Cupressus lusitanica*) it is unknown if this intervention has been effective to reestablish forest structure and function prior disturbance occur. The aim of this study was to evaluate the effect of reforestation with *C. lusitanica* (BC) on the composition, structure and some soil physical and chemical properties, compared with forest fragments of mid-successional *Quercus* forest (BQ) and the pine-oak secondary forest (BS). The three forest types differed significantly only in the pH, sand and clay content. The highest basal area was recorded in the BQ ($38.7\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$) followed by BS ($16.5\text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$) and BC ($12.6\text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$). There were differences in canopy cover between BC and BQ ($p<0.001$), with BC the most open (55%). The highest tree species richness was recorded in the BS (30 species), but the BQ showed greater diversity in all diameter classes. The ecological succession process has been considerably slower in BC compared to BS, measured by a reduced richness and diversity of woody species but retained some soil properties. We propose increasing the plant cover by enrichment planting under BC forest to increase their diversity. In the successive reforestation programs the use of local species of different successional stages will be needed to ensure restoring biological diversity.

Keywords: biological diversity, *Cupressus lusitanica*, plant succession, peri-urban areas.

INTRODUCCIÓN

El deterioro ambiental sigue siendo uno de los problemas mundiales que no tiene soluciones inmediatas. Sin embargo, esta situación no es reciente, ya que hay evidencia de que la humanidad ha modificado su entorno creando condiciones de alta vulnerabilidad en los sistemas naturales que se convierten en efectos nocivos para su propia subsistencia.

La deforestación es una de las consecuencias principales del efecto humano sobre los ecosistemas forestales, ya que afecta directamente su estructura y funcionamiento. Aún no se conocen detalladamente todos los procesos que son afectados por la deforestación, aunque sí se reconocen varios patrones generales. Por ejemplo, la reducción de la cobertura vegetal ocasiona modificaciones en los ciclos hídricos, pérdida de suelo, aumento en la evapotranspiración y cambios regionales en los regímenes de temperatura y precipitación. Además favorece el calentamiento global por el aumento en la emisión de gases de efecto invernadero, fragmentación de paisajes, así como la pérdida de hábitats para diferentes grupos de animales y plantas (Bustamante y Grez 1995, Jenkins et al. 2003, Laurence y Williamson 2001, Lawton et al. 2001, Miles y Kapos 2008), lo que ocasiona un aumento en las tasas de extinción y una disminución de la diversidad biológica (Balmford et al. 2003).

A nivel mundial, la FAO (2011) señaló que la situación de los bosques escada vez más crítica, a pesar de que en algunas regiones las tasas de deforestación han disminuido. América del Norte incrementó el área de bosque entre 1990 y 2010. En cifras, Canadá y México comparten el 53% de áreas forestales primarias debido a la protección que han ofrecido. Sin embargo, el área de bosque primario ha disminuido para México. La tasa

de cambio anual fue de -0.52% en el decenio de 1990-2000, pero disminuyó en el decenio 2000-2010 a -0.30% (FAO 2011).

En las regiones más pobres de algunos países se presentan problemas graves debido a la expansión urbana incontrolada y a la degradación de tierras agrícolas y sitios de valor ecológico (Allen et al. 1999). La expansión urbana modifica drásticamente el paisaje y genera una interfaz con el ámbito rural, conocido como paisaje periurbano, el cual es una zona de transición entre los centros poblacionales urbanizados y las zonas agrícolas y naturales (Adell 1999, Rakodi 1999). El cambio de uso de suelo en éstos paisajes periurbanos no solo tiene consecuencias ambientales, sino sociales y culturales, debido a que en estos paisajes habitan principalmente personas de bajos recursos económicos, y a menudo son zonas de alta vulnerabilidad social, económica, ambiental con altos índices de marginación (Allen 2001, 2003).

Las montañas del sur de México albergan una gran variedad de formaciones forestales con una elevada riqueza de especies (Miranda 1952, Breedlove 1981, González-Espinosa et al. 2005, González-Espinosa y Ramírez-Marcial, en prensa). Cairns et al. (1995) refieren que las tasas anuales de deforestación en el sureste de México son en promedio de 1.3%, debido a la transformación de selvas y bosques a tierras agrícolas y ganaderas, que son las actividades económicas de mayor importancia. El estado de Chiapas ocupa el segundo lugar nacional de superficie deteriorada (Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000); y una tasa de deforestación de más del 6% posterior al movimiento zapatista de 1994 (Cayuela 2006, González-Espinosa et al. 2007), por lo que la cubierta forestal disminuyó a 704,579 ha, de las cuales el 34% es de coníferas, coníferas-latifoliadas y latifoliadas. Lo anterior, junto con otros factores como la

extracción forestal y las migraciones de los pobladores a las áreas aledañas a San Cristóbal de Las Casas han propiciado la degradación de los bosques y erosión (Cayuela 2006, Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000). En la cuenca de San Cristóbal de Las Casas (que abarca los municipios de San Cristóbal de Las Casas, Chamula, Huixtán, Tenejapa y Zinacantán) la tasa de deforestación en el periodo de 1975 a 2009 fue de -0.19% (Figuroa-Jáuregui et al. 2011).

Se llevaron a cabo planes gubernamentales de reforestación para recuperar la cubierta vegetal en los alrededores de San Cristóbal de Las Casas. Los objetivos principales de éstas reforestaciones realizadas en los años 80's y 90's fueron la restauración de áreas degradadas y la recuperación de suelos para mitigar y compensar los daños ambientales ocasionados por la deforestación y los incendios. Los viveros en los que se producían los árboles pertenecían a la SARH, y no se tenían los conocimientos suficientes para utilizar otras especies, aunado a que no se dio un seguimiento adecuado de éstas reforestaciones (Antonio Martínez, CONAFOR, com. pers.). En esos años se esperaba que las reforestaciones con *C. lusitanica* y otras especies de coníferas recuperaran las funciones ecológicas de los bosques nativos como la retención de suelo y la conservación de la diversidad biológica.

Sin embargo, al no tener un seguimiento adecuado de éstas reforestaciones, se desconoce si este tipo de acciones han logrado efectivamente el restablecimiento de las funciones ecológicas y el mantenimiento de la biodiversidad debido a que no ha habido algún tipo de evaluación en el tiempo. En el presente estudio, interesa evaluar el impacto de la reforestación realizada con *Cupressus lusitanica* realizado en 1983 en la localidad de La Milpoleta perteneciente al municipio de San Juan Chamula y ubicada en

colindancia con la zona periurbana de San Cristóbal de Las Casas al noreste de esta ciudad. Tomando en consideración que el tipo de vegetación previo era un bosque de encinos (*Quercus* spp.), se desea responder si esta iniciativa de reforestación con cipreses ha restablecido algunos atributos de la estructura y función presentes en el bosque de *Quercus* contiguo al sitio de reforestación, tales como la riqueza y diversidad de especies leñosas y la calidad/fertilidad de los suelos.

Paisajes fragmentados y áreas periurbanas

Los bosques brindan múltiples servicios ambientales, desde la regulación del ciclo hidrológico y el microclima, hasta fenómenos globales como la diversidad biológica y captura de carbono (Seppelt et al. 2010, Westman 1977). A pesar de su importancia, éstos ecosistemas se encuentran altamente fragmentados. La fragmentación se define como el reemplazo de extensas áreas de bosque por otro tipo de vegetación, dejando parches aislados entre sí (Bustamante y Grez 1996, Murcia 1995, Saunders et al. 1991). Esta fragmentación reduce el área total cubierta por los bosques.

La constitución de los paisajes periurbanos es una consecuencia de la fragmentación forestal que se presenta en torno a los centros de población humana. Un paisaje periurbano se define como un mosaico heterogéneo de ecosistemas naturales, productivos o agroecosistemas, que coexisten o colindan con las áreas urbanas (Allen 2003). Generalmente, las áreas periurbanas cambian rápidamente, ya que los habitantes tienden a reproducir un estilo de vida urbano o industrial, que provocan severas alteraciones del ambiente y complejos fenómenos sociales como la migración (Webster 2002).

Diversidad de bosques en Los Altos de Chiapas

En las regiones de Los Altos y Montañas del Norte de Chiapas los remanentes de bosque son de extensión variable (10-1,000 ha y aún mucho menores), entremezclados con bosques de pino-encino y bosques de pino (Ramírez-Marcial et al. 2003). Estos fragmentos incluyen diversas asociaciones de vegetación que se distribuyen en una amplia franja de altitud convencionalmente acotada por encima de los 1500 m y que pueden llegar hasta los 2800 m. En esta denominación se reconocen asociaciones del bosque lluvioso de montaña, bosque perennifolio de neblina, bosque de pino-encino-liquidámbar y bosque de pino-encino (González-Espinosa y Ramírez-Marcial en prensa).

En la periferia de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, la vegetación predominante corresponde al bosque de pino-encino e incluye de manera distintiva un dosel con predominio de varias especies de *Pinus* y *Quercus* (Galindo-Jaimes et al. 2002, González-Espinosa et al. 1991, 1995, 2006). Es común que en el dosel coexistan 3 o 4 especies de *Quercus* con 2 o 3 especies de *Pinus* y elementos ocasionales como *Arbutus xalapensis*, *Chiranthodendron pentadactylon*, *Clethra chiapensis* y *Persea americana*. La continuidad, altura y riqueza de especies del dosel, así como la complejidad y riqueza de la estructura vertical son muy variables en función de la exposición, la profundidad y pedregosidad del suelo y la magnitud del disturbio antrópico. Estos bosques en sitios más húmedos y fértiles muestran sólo una pequeña dominancia de los pinos respecto a los encinos (González-Espinosa et al. 1991).

Algunas especies no siempre son afectadas negativamente con la perturbación del bosque, sino por el contrario, pueden aumentar el tamaño de su población justamente

dentro de las áreas perturbadas. Estas especies son en general de rápido crecimiento y alcanzan su madurez en pocos años, produciendo un alto número de semillas que por lo general son dispersadas por el viento. A estas especies se les conoce comúnmente como especies secundarias, tempranas, pioneras o colonizadoras. Estas características pueden ser valiosas para llevar a cabo planes de reforestación o recuperación de áreas degradadas, por lo que el interés en su propagación es cada vez mayor (Vázquez-Yanes et al. 1997). Algunas especies que se adaptan fácilmente a condiciones de deterioro en regiones montañosas de México, pertenecen a los géneros *Pinus* y *Cupressus* dentro de las gimnospermas y diversas angiospermas, por ejemplo *Alnus acuminata*, *Buddleja cordata*, *Cornus excelsa* y *Prunus serotina* (Ramírez-Marcial et al. 2003, 2010).

Dada la alta diversidad de los bosques de montaña (González-Espinosa y Ramírez-Marcial en prensa), hay otras especies que son poco consideradas para los programas de restauración o reforestación. Las políticas de reforestación en México han tenido distintas fases de diseño e implementación. Cervantes et al. (1996) mencionan que históricamente se han invertido considerables recursos económicos con muy poco impacto en la reducción de la deforestación. Estos programas nacionales han privilegiado la utilización y promoción de especies más orientadas a seguir un sistema de plantaciones comerciales, que a la recuperación de los servicios ambientales, en especial la biodiversidad (Cervantes et al. 2008). A pesar de que numerosos autores (Palmer et al. 1997, Allen et al. 2002, D'Antonio y Meyerson 2002) han indicado las razones científicas de utilizar especies que permitan conservar las características naturales de los ecosistemas afines a los originales para mantener las asociaciones

entre las especies de flora y fauna (Vázquez-Yanes et al. 1999), hasta ahora, esta estrategia no ha sido plenamente aceptada por el sector forestal y ambiental del país. Se ha sugerido utilizar el género *Quercus* debido a que las plántulas pueden establecerse en etapas sucesionales tempranas, así como en suelos erosionados, además de brindar otros servicios ecosistémicos (CONAFOR 2003). Sin embargo, a lo largo de las regiones montañosas del país, se sigue promoviendo el modelo de reforestación basado en el empleo de unas pocas especies de pinos y cipreses (CONAFOR 2010).

Restauración y sucesión ecológica

Los ecosistemas se regeneran por sí solos cuando no hay barreras que impidan los procesos de reemplazo de unas especies por otras a lo largo de gradientes espaciales y temporales. Este patrón natural de reemplazo se denomina sucesión ecológica, y cuando este proceso ocurre después de una perturbación severa que modifica la estructura y función del ecosistema original se le nombra sucesión secundaria; en términos prácticos también se le considera una forma de restauración pasiva (Aronson et al. 2007).

Cuando los ecosistemas se encuentran muy degradados, la capacidad de regeneración natural puede ser muy lenta o bien su trayectoria de recuperación puede cambiar drásticamente con efectos en su estructura y funcionalidad. Se ha señalado que, para mejorar la dinámica natural del ecosistema alterado, es necesario implementar estrategias para lograr su recuperación hacia las condiciones previas a la perturbación. A este proceso se le denomina restauración activa o asistida (Aronson et al. 2007, Díaz et al. 2004). Por lo consiguiente, la sucesión ecológica es el modelo natural para la

restauración ya que, durante el proceso, se crean condiciones para que operen de nuevo mecanismos que permitan la incorporación de otras especies que no pueden establecerse desde el inicio de la sucesión.

La restauración ecológica es un proceso que ayuda a restablecer los ecosistemas degradados o destruidos. El ecosistema restaurado no siempre regresa a su estado original, debido a muchos factores ecológicos. Dependiendo de los objetivos por los que se requiera recuperar un área determinada, se puede optar por distintas trayectorias compatibles con las metas establecidas. Algunos de los objetivos más comunes en las propuestas de restauración son el de recuperar las funciones ecológicas o el restablecimiento de la estructura y composición de especies, con base en conocimientos previos de ecosistemas comparables (Ruiz-Jaén y Aide 2005). La combinación de estos conocimientos brinda las bases para la recuperación de sitios degradados y guiarla hacia una mejor integridad (Carabias et al. 2007, SER 2004).

La sucesión ecológica es el marco conceptual en el que se basa la restauración. Los ecosistemas o comunidades que se han degradado llevan a cabo por sí mismos eventos de recuperación que son parte del proceso de sucesión. El conocimiento de estos procesos permite plantear diferentes enfoques para llevar a cabo una restauración ecológica con éxito (Lamb y Gilmour 2003).

La restauración ecológica debe de ser también vista como un proceso social, más que sólo ecológico, aunque la conservación de los ecosistemas ha sido abordada principalmente desde las disciplinas biológicas, excluyendo a las comunidades humanas y sus complejos procesos sociales y culturales (González-Espinosa et al. 2007,

Vázquez-Sánchez 2007). Hay que considerar que la restauración ecológica involucra a diferentes actores y acciones, por lo que se tiene que ver como un fin, no como un medio. Por tanto, se utiliza la diversidad y estructura de la vegetación como marco de referencia para orientar la intervención (Ruiz-Jaén y Aide 2005).

Para que un ecosistema brinde nuevamente las funciones relacionadas con los ciclos hidrológicos, nutrimentos y diversidad se necesita recuperar la cubierta vegetal (Li et al. 2004, Newman y Redente 2001, Ormerod 2003, Tormo 2007). La reforestación es un método económico y eficiente para controlar la erosión en comparación con otras técnicas que utilizan materiales artificiales (Muzzi et al. 1997, Robichaud et al. 2000); sin embargo, la intervención sólo como una práctica de plantar árboles para recuperar cubierta vegetal, no puede considerarse un proceso de restauración sino de revegetación.

Las propiedades físicas y químicas del suelo determinan el establecimiento de diferentes tipos de vegetación y especies (Lynden y Oldeman 1997, Rezaei y Gilkes 2005) y son el resultado de distintas interacciones ambientales (temperatura, precipitación, exposición al viento, actividad orgánica, entre otras). El suelo varía debido a las condiciones climáticas del sitio, topografía, el material parental, el tiempo y el uso que se le ha dado (Cotler 2003, Lynden y Oldeman 1997). Estudios experimentales han demostrado que los suelos que se encuentran erosionados presentan deficiencias en los atributos físicos y químicos (Betancourt et al. 1999). En el interior de los bosques pinarizados inducidos en Los Altos de Chiapas se han registrado oscilaciones más pronunciadas de la temperatura, niveles más bajos de humedad relativa, mayor compactación y menor fertilidad de los suelos que en los bosques colindantes con

predominio de encinos (Galindo-Jaimes et al. 2002, García-Barrios y González-Espinosa 2004, González-Espinosa et al. 2009, Romero-Nájera 2000, Zavala et al. 2007).

Por todo lo anterior, la restauración ecológica se ha planteado como una solución a los distintos problemas sociales y ambientales causados por la deforestación (SER 2004). Se han elaborado trabajos previos abarcando las temáticas antes mencionadas, como Miyawaki (2004) menciona que el componente básico de los ecosistemas es la vegetación, y puede ser restaurado por diferentes métodos de acuerdo al propósito que se necesite, como puede ser la incorporación de especies de vegetación secundaria para la recreación de los habitantes de las ciudades, como jardines y parques. Sin embargo, es más importante recuperar las funciones y reconstruir los ecosistemas para mantener el acervo genético de las especies, mitigar los efectos climáticos y los servicios ambientales que proveen a las poblaciones.

Chaverri et al. (1998) midieron la regeneración natural de especies nativas latifoliadas bajo una plantación de *Cupressus lusitánica* de más de 50 años. Al paso del tiempo, la diversidad en el sotobosque aumentaba y la plantación favorecía el restablecimiento de las condiciones ambientales para la colonización de especies latifoliadas, tales como *Cornus disciflora*, *Prunus cornifolia*, *Alnus acuminata*, *Rhamnus capreifolia*, *Crossopetalum tonduzii*, entre otras. Para acelerar la sucesión secundaria, recomiendan hacer aclareos para permitir una entrada de luz más intensa y que las especies del interior se establezcan con mayor facilidad y en menos tiempo.

En un ámbito más regional, se han elaborado trabajos sobre restauración ecológica en los Altos de Chiapas, entre ellos los que se reportan en González-Espinosa et al. (2007) con base a los cuales se recomienda realizar estudios ecológicos básicos y al mismo tiempo diseñar técnicas en las que se involucren temas económicos y sociales en programas de manejo implicados en la recuperación de los ecosistemas.

En una escala local, dentro del límite municipal de San Cristóbal de Las Casas y San Juan Chamula, en 1983 se realizó una reforestación con *Cupressus lusitanica* sin objetivos precisos y aparentemente fue la respuesta inmediata ante un incendio forestal que afectó el lugar, en el cual la vegetación previa era una asociación de bosque de *Quercus* spp. En este contexto, el objetivo de la tesis fue realizar una evaluación que contraste la estructura y composición florística y otros atributos del hábitat (como la calidad del suelo, pendiente, regeneración natural) del área reforestada con *Cupressus lusitanica* con los fragmentos aledaños de bosque natural de *Quercus* y un fragmento de bosque secundario para verificar si se encuentran degradados en términos de pérdida de suelo y mayor riqueza de especies.

OBJETIVOS

El objetivo general fue evaluar el efecto de la reforestación con *Cupressus lusitanica* en La Milpoleta en términos de su composición, estructura y otros atributos del hábitat (calidad de suelo y regeneración) comparándola con los fragmentos de bosque de *Quercus* spp. y un bosque secundario en áreas periurbanas de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

Los objetivos particulares derivados del anterior son los siguientes:

- Conocer y comparar la estructura y composición florística de las áreas estudiadas (zona reforestada con *Cupressus lusitanica*, bosque de *Quercus* y bosque secundario) en áreas periurbanas a San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.
- Comparar la diversidad de plantas leñosas en los tres sitios.
- Comparar los atributos del suelo (propiedades físicas y químicas) de las áreas estudiadas (zona reforestada con *Cupressus lusitanica*, bosque de *Quercus* y bosque secundario).

HIPÓTESIS

1. La hipótesis general de este trabajo es que el área reforestada con *Cupressus lusitanica* presentará una baja calidad de suelos en términos de materia orgánica y otros atributos con respecto a los fragmentos contiguos de bosque de *Quercus* y bosque secundario.
2. Debido a una cantidad mayor de materia orgánica y a condiciones fisicoquímicas estables como el pH, fosfatos, nitratos y otros elementos en el suelo, los fragmentos de bosque de *Quercus* y el bosque secundario tendrán una mayor diversidad biológica, ya que las condiciones ambientales favorecen el establecimiento de plántulas de este género, así como el mantenimiento de asociaciones entre especies.
3. Se encontrará un número menor de plántulas de *Quercus* en el área reforestada con *C. lusitanica* debido a que las condiciones ambientales y calidad del sitio no permiten el establecimiento de éstas.

MÉTODOS

Área de estudio

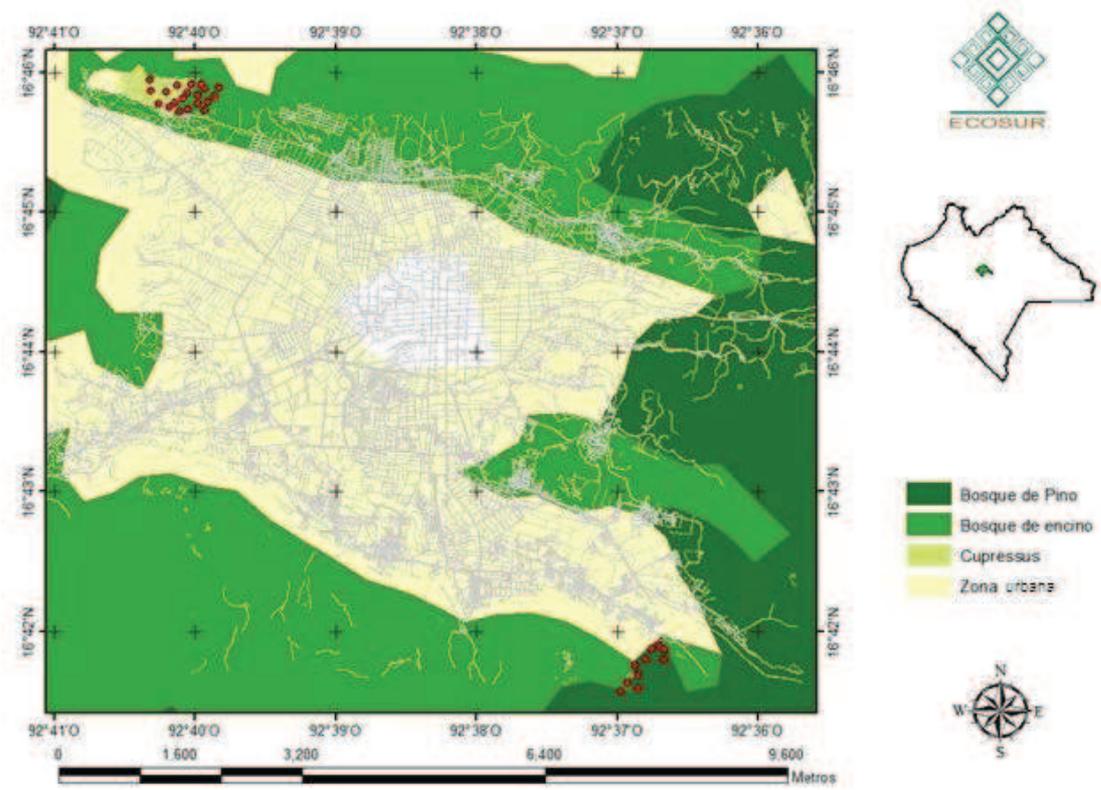
Los tres sitios de estudio se localizan en un intervalo altitudinal entre 2081 y 2426 m, en los municipios de San Juan Chamula y San Cristóbal de Las Casas, Chiapas (Cuadro y Fig. 1). Tomando como base la información meteorológica de San Cristóbal de Las Casas, el clima es templado subhúmedo (García 1987), con una temperatura media anual de 14.7° y el promedio de la precipitación total anual de 1104 mm, donde más de 80% de la precipitación se presenta de mayo a octubre). Las heladas nocturnas son frecuentes de diciembre a marzo principalmente en las partes planas y abiertas. Los suelos son arcillosos, moderadamente profundos, de color café oscuro y derivados de rocas calizas. La vegetación incluye diversas etapas sucesionales de bosque de pino-encino.

Para ampliar la información sobre la historia detrás del esfuerzo de reforestación en La Milpoleta, se realizó una entrevista con el expresidente municipal de San Cristóbal de Las Casas (SCLC), el Ing. Carlos Rodríguez Morales. Él explicó que hace varias décadas el paso por La Milpoleta era obligado para comunicar a las cabeceras municipales de San Juan Chamula y San Cristóbal de Las Casas, por tal razón la comunidad de La Milpoleta tenía una ubicación estratégica. Es importante mencionar que actualmente el área funciona como barrera natural y social entre los habitantes de San Cristóbal de Las Casas y el San Juan Chamula debido a que se encuentra en el límite municipal, por lo que ha sido una zona con enfrentamientos por dominar este espacio. Desde 1970 la ciudad de San Cristóbal de Las Casas ha crecido rápidamente debido a dos factores principales: la liberación de 600 ha de humedales para uso

habitacional y la expulsión de diferentes grupos indígenas de los municipios aledaños, debido principalmente a discrepancias religiosas (García 2005, Viqueira 2007). El rápido crecimiento de la población, la migración de habitantes provenientes de otros municipios y estados, la extracción forestal, así como los bancos de extracción de materiales pétreos ubicados en los alrededores, han ocasionado que las áreas periurbanas a la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, se conviertan en espacios de rápida transformación (Vázquez-Sánchez 2007).

Cuadro 1. Características de los sitios de estudio en los municipios de San Juan Chamula (BC: Bosque de *Cupressus*) y de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas (BQ: Bosque de *Quercus* y BS: Bosque secundario)

| | Localidades | | |
|-------------------------|-----------------------------|---------------------|---|
| | BC | BQ | BS |
| No. Parcelas | 10 | 10 | 10 |
| Altitud (m) | 2191-2326 | 2180-2314 | 2081-2426 |
| Latitud (N) | 16°45' | 16°45' | 16°41' |
| Longitud (W) | 92°40' | 92°39' | 92°36' |
| Pendiente (°) | 14-32 | 14-36 | 11-39 |
| pH del suelo | 6.63-8.04 | 5.15-7.29 | 5.44-7.55 |
| Vegetación predominante | <i>Cupressus lusitanica</i> | <i>Quercus</i> spp. | <i>Quercus</i> spp. y <i>Pinus</i> spp. |
| Cobertura del dosel (%) | 37.1-62.5 | 62.5-74.1 | 44.6-78.5 |



a)



b)

c)

Fig. 1 a) Ubicación de las áreas de estudio en La Milpoleta, San Juan Chamula y bosque en sucesión secundaria (El Aguaje), San Cristóbal de Las Casas, Chiapas (en rojo las parcelas trazadas). b) La Milpoleta y c) El Aguaje. Elaborado por LAIGE.

Para ampliar la información sobre la historia detrás del esfuerzo de reforestación en La Milpoleta, se realizó una entrevista con el expresidente municipal de San Cristóbal de Las Casas (SCLC), el Ing. Carlos Rodríguez Morales. Él explicó que hace varias décadas el paso por La Milpoleta era obligado para comunicar a las cabeceras municipales de San Juan Chamula y San Cristóbal de Las Casas, por tal razón la comunidad de La Milpoleta tenía una ubicación estratégica. Es importante mencionar que actualmente el área funciona como barrera natural y social entre los habitantes de San Cristóbal de Las Casas y el San Juan Chamula debido a que se encuentra en el límite municipal, por lo que ha sido una zona con enfrentamientos por dominar este espacio. Desde 1970 la ciudad de San Cristóbal de Las Casas ha crecido rápidamente debido a dos factores principales: la liberación de 600 ha de humedales para uso habitacional y la expulsión de diferentes grupos indígenas de los municipios aledaños, debido principalmente a discrepancias religiosas (García 2005, Viqueira 2007). El rápido crecimiento de la población, la migración de habitantes provenientes de otros municipios y estados, la extracción forestal, así como los bancos de extracción de materiales pétreos ubicados en los alrededores, han ocasionado que las áreas periurbanas a la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, se conviertan en espacios de rápida transformación (Vázquez-Sánchez 2007).

En 1983 ocurrió un incendio en las laderas aledañas a la comunidad; hasta el momento son desconocidas las causas que lo provocaron. El año 1983 fue uno de los más secos de las últimas cinco décadas del siglo pasado, según los registros de la estación meteorológica “La Cabaña”, ubicada en el Valle de San Cristóbal.

Año y medio después del incendio, la entonces Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) decidió reforestar el sitio con el ciprés (*Cupressus lusitanica*), se desconocen las razones que llevaron a esta instancia proponer a esta especie. Se sabe que el crecimiento de esta especie es muy rápido y que es muy fácil de propagarse en cualquier vivero (Ramírez-Marcial et al. 2010). Se necesitaron 60 hombres del municipio de San Juan Chamula para plantar las 35 ha quemadas. La plantación fue distribuida al azar, debido a que el terreno presenta mucha heterogeneidad topográfica que dificulta el establecimiento de líneas permanentes. Hasta la fecha se desconoce si a lo largo de los 27 años de la plantación han habido evaluaciones del estado de la reforestación.

Es importante mencionar que el ciprés tiene en la zona de estudio distintos tipos de aprovechamiento, tanto comercial, como de autoabastecimiento. El ciprés es altamente utilizado por las poblaciones debido a su abierta disposición para colocarlo como límite de propiedades u orillas de camino, como cortina rompevientos, para postería, para leña y para reforestar zonas donde muchas especies no pueden prosperar. Generalmente se localiza en lugares donde hay mucha humedad, así como materia orgánica y se encuentra asociado en bosques naturales a distintos géneros como *Quercus*, *Garrya* y *Pinus* (Rentería y García 1997).

El segundo sitio de estudio es una zona aledaña al bosque reforestado que no fue afectada por el incendio y aún conserva especies originales de los bosques de *Quercus*. Sin embargo, 56 ha de este bosque pertenecen a una organización no gubernamental conocida como CIDECI (Centro de Desarrollo Indigenista) y fueron donadas por el Ing. Carlos Rodríguez Morales. Cabe mencionar que estas hectáreas son las que parecen mejor conservadas, sin embargo no se consiguieron los permisos

respectivos para realizar el muestreo de vegetación, excepto en un pequeño fragmento (35 ha) aledaño a esta propiedad. El tercer sitio se localiza en la localidad de El Aguaje (en el extremo sureste de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas) y ha estado sujeto a una extracción continua de leña y madera, e incluso fue afectado por un incendio forestal en el año de 1998 y desde entonces ha estado bajo regeneración natural por lo que se denominó bosque secundario (Cuadro 1).

En La Milpoleta se puede observar una cobertura de cipreses y algunos pinos; sin embargo, la ausencia de especies de *Quercus* es notable, además el terreno presenta numerosas cárcavas y pérdida de suelo (Fig. 2).



Fig. 2. Imágenes de la fisonomía de la plantación de *Cupressus lusitanica* en La Milpoleta, San Juan Chamula, Chiapas.

Aunque La Milpoleta tiene una larga historia de un territorio estratégico entre diferentes pobladores de San Cristóbal-Zinacantán y San Juan Chamula (Murillo 2005), una pequeña parte ha mantenido su fisonomía forestal. Sin embargo, desde el movimiento zapatista de 1994, la zona norte de San Cristóbal de Las Casas ha presentado distintas fuentes de perturbación, como son la lotificación de terrenos para la construcción de casas y minas para la extracción de arena. Actualmente hay varios asentamientos en el lado norte y noreste de la ciudad, que han ido creciendo a costa de la reducción del bosque y que presentan serios problemas sociales debido a la falta de servicios básicos. Por todo lo anterior, la situación ambiental y social en La Milpoleta es compleja y el pequeño reducto de vegetación está bajo constante riesgo de transformarse en territorio urbano.

Calidad de suelo

En cada sitio de estudio se tomaron seis muestras de suelo a lo largo del gradiente altitudinal de las tres condiciones a una profundidad de 20 cm con la ayuda de una pala cavahoyos (3 kg de suelo aproximadamente). Las muestras se dejaron secar al aire por una semana en el laboratorio de suelos de ECOSUR. Una vez secas, se molieron y se tamizaron, para posteriormente realizarles los análisis correspondientes. Se determinaron las siguientes variables: textura; método de Bouyoucos), pH (relación 1:2 con H₂O), contenido de fósforo (método de Olsen), nitrógeno total (método semi-microKjeldhal), materia orgánica (método de Walkley y Black) y capacidad de intercambio catiónico (método de acetato de amonio 1N pH 7). La pendiente se midió con un clisímetro convencional. Los resultados de cada variable se analizaron a través de un ANOVA entre las tres condiciones de bosque.

Composición y estructura

Para conocer la composición y estructura arbórea de las áreas de estudio se establecieron y marcaron 10 parcelas circulares de 1000m², siguiendo la metodología de Ramírez-Marcial et al. (2001), en cada uno de los tres sitios (reforestación con *C. lusitanica*, bosque de *Quercus* spp. y Bosque secundario). Una vez establecidas las parcelas, se ubicó su posición geográfica (utilizando un GPS Garmin). Se midió con una cinta métrica el DAP (diámetro a la altura del pecho, aproximadamente a 130 cm de altura) de todas las especies leñosas con un DAP mayor a 5 cm (Ramírez-Marcial et al. 2001). Las especies se identificaron en campo, y cuando no se reconocieron, se colectaron algunos individuos con estructuras reproductivas y se trasladaron al Herbario de El Colegio de La Frontera Sur para su posterior identificación.

Se dividieron las parcelas de acuerdo al tamaño de los individuos. En la parcelas de 1000 m² (r = 17.84 m) se midieron todos los individuos con un diámetro mayor a 20 cm de DAP. Dentro de ésta, se trazó una parcela de 500 m² (r = 12.61 m), donde se midieron los individuos de 10.1-20 cm de DAP. Por último, se trazó otra subparcela de 100 m² (r = 5.64 m) donde se midieron los individuos con un diámetro de 5-10 cm de DAP.

Para cada categoría de tamaño, se calculó el Valor de Importancia Relativa (VIR) para cada especie utilizando la siguiente fórmula (modificado de Mueller-Dumbois y Ellenberg 1974):

$$\text{VIR} = (\text{DR} + \text{DoR})/2$$

La densidad (D) se obtuvo a través del número de individuos por especie registrado dentro de cada parcela. La densidad relativa (DR) se obtuvo a partir de la densidad dividida para cada especie entre el número total de individuos de todas las especies, multiplicado por 100. La dominancia relativa (DoR) de cada especie se estimó como el área basal de cada especie dividida entre el área basal total por unidad de superficie. El área basal se obtiene con la fórmula de una circunferencia: $AB = \pi r^2$.

La cobertura del dosel se obtuvo con un densiómetro convexo, estimada como el porcentaje de cobertura aérea reflejada por los árboles del dosel (Cook et al. 1995). Se tomaron cinco lecturas en cada parcela de 1000m² (una en el centro de la parcela circular y en los cuatro puntos cardinales).

Los valores de riqueza de especies, abundancia y VIR se calcularon para cada parcela y tipo de vegetación. En virtud de que la distribución de estas variables no cumplió los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, cada variable se analizó por separado mediante un análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar los tres tipos de bosque.

Se realizaron los cálculos de la riqueza observada y estimada a través de los índices de Jack 1 y 2 (Apéndice 6), ya que en estudios con plantas leñosas han resultado ser los más adecuados con tamaños pequeños de muestras (Hellman y Fowler 1999, López y Williams 2006).

Se realizó un análisis de diversidad con los datos de abundancia de cada condición, utilizando el índice de Simpson (expresado como $1 -$ el índice de concentración de Simpson) y su inverso debido a la influencia que tienen las especies más dominantes

(Magurran 1988). Para estos análisis se empleó el programa R, siguiendo las rutinas sugeridas en la biblioteca BiodiversityR (Kindt 2009). Después se realizó un análisis de varianza no paramétrico para comparar los tres tipos de bosque.

Conteo de anillos

Para conocer con mayor precisión la edad de los individuos de *Cupressus lusitanica* se extrajeron algunos núcleos o barrenos, utilizando un taladro Pressler de 16" de longitud y de 0.6 cm de diámetro. Los núcleos extraídos fueron de 10 árboles de diámetro conocido, se colocaron en popotes de plástico para su secado al sol. Posteriormente, se pulieron consecutivamente con lijas de granulidad decreciente y se contó el número de anillos. Sin embargo, luego de secos, los núcleos sufrieron distorsión que provocó su desintegración, y fue imposible el conteo de anillos con confiabilidad, por lo que no se presentan los resultados.

Tocones y regeneración natural

Dentro de las parcelas circulares de 1000m², se midió la base de los tocones tanto vivos como muertos, con la finalidad de conocer si hay o hubo actividades de extracción de leña y madera. En la medida de lo posible, los tocones fueron identificados hasta especie y cuando no, al menos hasta género.

Por otro lado, se trazaron aleatoriamente tres transectos de 30 x 1 m en cada uno de los tipos de bosque, teniendo un total de 90m² de muestreo por cada sitio. Se identificaron y contaron los individuos con una altura inferior a 1m. Para reconocerlas, se contó siempre con el apoyo de un técnico experto (Miguel Martínez Icó, herbario ECOSUR). El número de plántulas y especies se utilizaron como variables explicativas a través de un análisis de varianza (ANOVA) entre las tres condiciones de bosque.

RESULTADOS

Caracterización física de los sitios

El análisis de suelos en las tres localidades de estudio mostró variaciones en algunas de las propiedades físicas y químicas (Cuadro 2). En el BS, las texturas frecuentes fueron franco arcillo arenosa, franco arcillosa y arcillosa. En el BC la textura más representada fue arcillosa y algunos sitios con franco arcillosa, y por último, en el BQ prevaleció la arcillosa.

Cuadro 2. Promedio y error estándar de las propiedades físicas y químicas de los suelos de las tres condiciones forestales. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($p < 0.05$, g.l.=2) entre los tipos de vegetación a partir de una prueba HSD de Tukey posterior al ANOVA.

| Variables | BS | BC | BQ | $F_{2,15}$ | p |
|-----------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|------------|---------|
| P (mg/kg) | 7.05±0.99 | 6.82±1.28 | 5.32±2.5 | 1.7826 | 0.202 |
| MO (%) | 9.86±4.6 | 11.04±3.3 | 10.11±3.4 | 0.1573 | 0.8558 |
| pH (H ₂ O) | ^{ab} 6.35±0.84 | ^a 7.27±0.52 | ^b 6.13±0.78 | 4.0438 | 0.0393 |
| N (%) | 0.49±0.23 | 0.58±0.16 | ^b 0.535±0.18 | 0.374 | 0.6942 |
| Arena (%) | ^a 39.97±13.7 | ^{ab} 28.93±7.55 | ^b 21.93±8.24 | 4.7503 | 0.02523 |
| Arcilla (%) | ^a 39.37±16.8 | ^{ab} 50.4±10.1 | ^b 62.07±11 | 4.6008 | 0.02766 |
| Limo (%) | 20.67±6.02 | 20.67±4.84 | 16±3.35 | 1.8421 | 0.1926 |
| CIC (Cmol/kg) | 58.05±6.63 | 60.92±5.99 | 64.3±9.38 | 1.049 | 0.3746 |
| Pendiente (%) | ^a 57.8±19.0 | ^b 39.7±12.3 | ^{ab} 41.4±11.65 | 4.597 | 0.01913 |

Se detectaron diferencias significativas entre los tipos de bosque para las variables de pH, contenido de arena, arcilla y en la pendiente, pero no para el contenido de materia orgánica, C.I.C., contenido de limo y nitrógeno (Cuadro 2).

Para los porcentajes de arcilla y arena, el BQ y BS presentaron diferencias significativas, mientras que el BC no presentó ninguna diferencia con respecto a los otros tipos de bosque. Con respecto a la pendiente, el BS presentó diferencias entre BQ y BC. Por último, para el pH el BQ varía con respecto al BC, mientras que BS no presentó diferencias con ningún tipo de bosque (Cuadro 2).

Composición forestal

El apéndice 1 muestra los valores de importancia relativa (VIR), área basal, y abundancia de acuerdo con la categoría de tamaños por especie en los tres sitios.

La riqueza total de especies leñosas registrada en las 3 ha de parcelas evaluadas (30 parcelas de 0.1 ha) fue de 35 especies, 22 géneros y 17 familias, totalizando 2266 individuos registrados. Las familias con mayor número de especies fueron Fagaceae (6), Asteraceae (5), Pinaceae (4), Adoxaceae (3), Cornaceae (2), Ericaceae (2), Rosaceae (2) y Scrophulariaceae (2). Las familias Actinidiaceae, Celastraceae, Cupressaceae, Garryaceae, Pentaphragaceae, Primulaceae, Rhamnaceae, Rubiaceae y Winteraceae solo presentaron 1 especie.

Valores de importancia relativa por especie y estructura de tamaños

En el BS, los árboles pequeños (5-10 cm de DAP), de las siguientes tres especies representaron el 40.38% del VIR, *Cleyera theoides* (15.55%), *Quercus crispipilis* (12.43%) y *Quercus segoviensis* (12.40%). Para los árboles de tamaño mediano (10.1-20 cm de DAP), *Quercus rugosa* obtuvo el VIR más alto (28.58%), seguido de *Cleyera theoides* (21.13%) y *Quercus segoviensis* (12.58%). Éstas especies representan el 62.3% en la localidad. Por último, los árboles grandes, nuevamente *Quercus rugosa*

obtuvo el VIR más alto con 32.95%, *Pinus pseudostrobus* con 21.92% y *Quercus crispipilis* con 18.18%, las cuales representan el 73.04%.

En el BC, *Cupressus lusitanica* obtuvo en las tres categorías de tamaño los valores más altos de VIR (68.80%, 75.42% y 53.87%, respectivamente). *Pinus pseudostrobus* fue la segunda especie con los valores más altos de VIR por categoría de tamaños de árboles pequeños, medianos y grandes (31.19%, 13.98% y 19.78%, respectivamente). *Pinus ayacahuite* obtuvo 7.97% del VIR en la categoría de árboles medianos y 10.04% para la de árboles grandes, y no se encontraron individuos pequeños. Las especies anteriores representaron el 97.36% del VIR para la categoría de árboles medianos y 83.69% para la de árboles grandes.

En elBQ, las siguientes especies representan el 66.9% del VIR en la categoría de árboles pequeños: *Crataegus mexicana* (24.59%), *Quercus segoviensis* (21.61%) y *Garrya laurifolia* (20.70%). En árboles medianos, *Quercus segoviensis* representó el VIR más alto con (39.58%), seguido de *Quercus crispipilis* (23.75%) y por último *Crataegus mexicana* (9.72%). Éstas especies representan el 73.05% en la localidad. Para los árboles grandes, *Pinus pseudostrobus* obtuvo el VIR más alto (37.43%), le sigue *Quercus segoviensis* (30.56%) y *Quercus crispipilis* (19.65%), que en su conjunto representan el 87.64% del VIR para este bosque.

Densidad

La mayor densidad de árboles pequeños se registró en elBS (56ind/0.1ha), la de los medianos en el BC (315 ind/0.5ha) y la de árboles grandes en el BQ (383 ind/ha, cuadro 3). La prueba U-Mann-Whitney-Wilcoxon evidenció diferencias significativas en

la DA de los árboles grandes entre BS y BC ($p=0.017$), BS y BQ ($p=0.030$) (Cuadro 4). No se encontraron diferencias significativas en otras clases diamétricas. Para la DR, la prueba U-Mann-Whitney-Wilcoxon mostró diferencias significativas para los individuos pequeños en el BC con respecto a BS y BQ ($p<0.01$, Cuadro 4). No se encontraron diferencias significativas entre éstos, ($p=0.319$), ni en las otras clases diamétricas.

La densidad absoluta y relativa de plántulas por especie se muestra en el Apéndice 2. No se encontraron diferencias significativas entre los bosques (Cuadro 4).

Área basal

El área basal total por sitio y clase de tamaño se muestra en el cuadro 3. Para los individuos grandes, la mayor área basal fue en el BQ ($38.7 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) seguido de valores significativamente más bajos en el BS ($16.5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) y el BC ($12.6 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Para los individuos medianos, el valor más alto de área basal se registró en el BC ($12.8 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), seguido de BS ($5.9 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), y por último BQ ($4.9 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Para los individuos pequeños, la mayor área basal acumulada se registró en el BS ($3.2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), seguido de BQ ($2.3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), y BC ($1.06 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). No se detectaron diferencias significativas en los individuos pequeños ($p=0.207$); sin embargo si se encontraron para los medianos y grandes ($p<0.01$). Para los medianos, el BC presentó diferencias con BS y BQ, y para los grandes el BQ presentó diferencias con BS y BC.

Cuadro 3. Riqueza de especies observada, densidad, área basal y cobertura del dosel por distintas categorías de tamaño en los tres sitios de estudio (en paréntesis el error estándar y en negritas los valores más altos)

| | BS | BC | BQ | Total |
|--------------------------------------|--------------------|---------------------|----------------------|--------------|
| Riqueza de especies observada | | | | |
| Plántulas (90m ²) | 20 | 14 | 10 | 27 |
| Ind. Pequeños (0.1ha) | 14 | 2 | 9 | 16 |
| Ind. Medianos (0.5 ha) | 13 | 7 | 11 | 18 |
| Ind. Grandes (1 ha) | 15 | 8 | 12 | 18 |
| Total | 30 | 16 | 18 | 35 |
| Densidad absoluta(ind/área) | | | | |
| Plántulas en 90m ² | 312 | 114 | 279 | 705 |
| Árboles pequeños en 0.1ha | 56 | 19 | 55 | 130 |
| Árboles medianos en 0.5 ha | 140 | 315 | 139 | 594 |
| Árboles grandes en 1 ha | 218 | 236 | 383 | 837 |
| Densidad total | 726 | 684 | 856 | 2266 |
| Área basal (m²/ha) | | | | |
| Árboles pequeños | 3.24 (2.11) | 1.06(1.44) | 2.4(0.93) | |
| Árboles medianos | 5.93(4.53) | 12.85 (2.32) | 4.98(1.68) | |
| Árboles grandes | 16.48(13.79) | 12.59(7.29) | 38.70 (12.84) | |
| Área basal total | 25.65(10.02) | 26.50(7.07) | 46.06 (18.31) | |
| Cobertura forestal (%) | 64.225(7.72) | 55.01(3.18) | 70.625 (14) | |

Cuadro 4. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis para la densidad absoluta y relativa de los árboles en tres categorías de tamaños y plántulas para los tres tipos de bosque.

| Densidad absoluta | χ^2 | G.L. | <i>p</i> |
|---------------------------------------|----------|------|----------|
| Árboles grandes en 0.1 ha | 6.9467 | 2 | 0.03101* |
| Árboles medianos en 500m ² | 3.9189 | 2 | 0.1409 |
| Árboles pequeños en 100m ² | 4.658 | 2 | 0.0974 |
| Plántulas | 2.8304 | 2 | 0.2429 |
| Densidad relativa | | | |
| Árboles grandes en 0.1 ha | 4.0233 | 2 | 0.1338 |
| Árboles medianos en 500m ² | 1.2583 | 2 | 0.5331 |
| Árboles pequeños en 100m ² | 16.7959 | 2 | 0.0002* |
| Plántulas en 90m ² | 0.7926 | 2 | 0.6728 |

Cobertura

La mayor cobertura de la vegetación se registró en el BQ (70.6%), seguido del BS (64.2%) y del BC (55%) de cobertura forestal (Cuadro 3), lo que nos muestra un porcentaje muy alto de claros en el dosel. Estos valores resultaron significativamente diferentes entre BC y BQ ($p < 0.001$). No se encontraron diferencias entre BS y BC ($p = 0.212$), ni entre BS y BQ ($p = 0.622$).

Regeneración y tocones

Se reconocieron 8 familias, 8 géneros y 6 especies (Apéndice 3). La mayor densidad de tocones se evaluó en el BC (110 tocones), seguido de BQ (84) y BS (55). Los valores de área basal de los tocones fueron para BS ($7.4 \pm 0.19 \text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), BC ($6.6 \pm 0.08 \text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) y BQ ($4.9 \pm 0.09 \text{m}^2 \text{ha}^{-1}$). El análisis de Kruskal-Wallis no reveló diferencias significativas entre los bosque ($\chi^2 = 1.039$, g.l. 2, $p > 0.5$).

Los valores de importancia relativa para los individuos rebrotados en los tres bosques se presentan en el Apéndice 4. Los valores del VIR variaron entre los tres tipos de bosque. Por ejemplo, en el BS y BC, *Q. segoviensis* ocupó el VIR más alto, seguido de *Q. crispipilis* y *Q. rugosa*. Para el BQ, *Quercus skutchii* obtuvo el VIR mayor, seguido de *Q. crispipilis* y *Q. rugosa*. Se analizó la abundancia de los individuos en regeneración en los tres tipos de bosque, y el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas ($\chi^2=1.619$, g.l.2, $p=0.445$).

Con respecto al área basal en los individuos rebrotados se encontraron diferencias significativas ($\chi^2=6.904$, g.l.2, $p=0.031$) entre BC y BS ($p=0.019$). No se encontraron diferencias entre BC y BQ ($p=0.182$), ni BS y BQ ($p=0.733$).

Riqueza y diversidad de especies

De las 35 especies registradas en las 3 ha, el BS presentó 30 especies que representan el 85.7%, mientras que el BQ presentó 18 (51.4%) y el BC solo presentó 16 especies (45.7%) (Cuadro 3). Aunque el promedio de la riqueza de especies fue similar entre BS (4.07 ± 2.28) y BQ (4.37 ± 1.35), la prueba Kruskal-Wallis mostró que hay diferencias significativas con respecto a BC (2.72 ± 1.34), $\chi^2=13.24$, $p<0.001$, g.l. 2 entre BC-BS ($p=0.025$), y BC-BQ ($p<0.01$).

Se analizó la riqueza observada (Fig. 4, cuadro 5) y estimada de especies por categoría de tamaño (Apéndice 5). Se encontraron diferencias significativas en los individuos pequeños y grandes, explicados porque el BS mostró mayor riqueza observada y estimada de especies con respecto al BC y BQ.

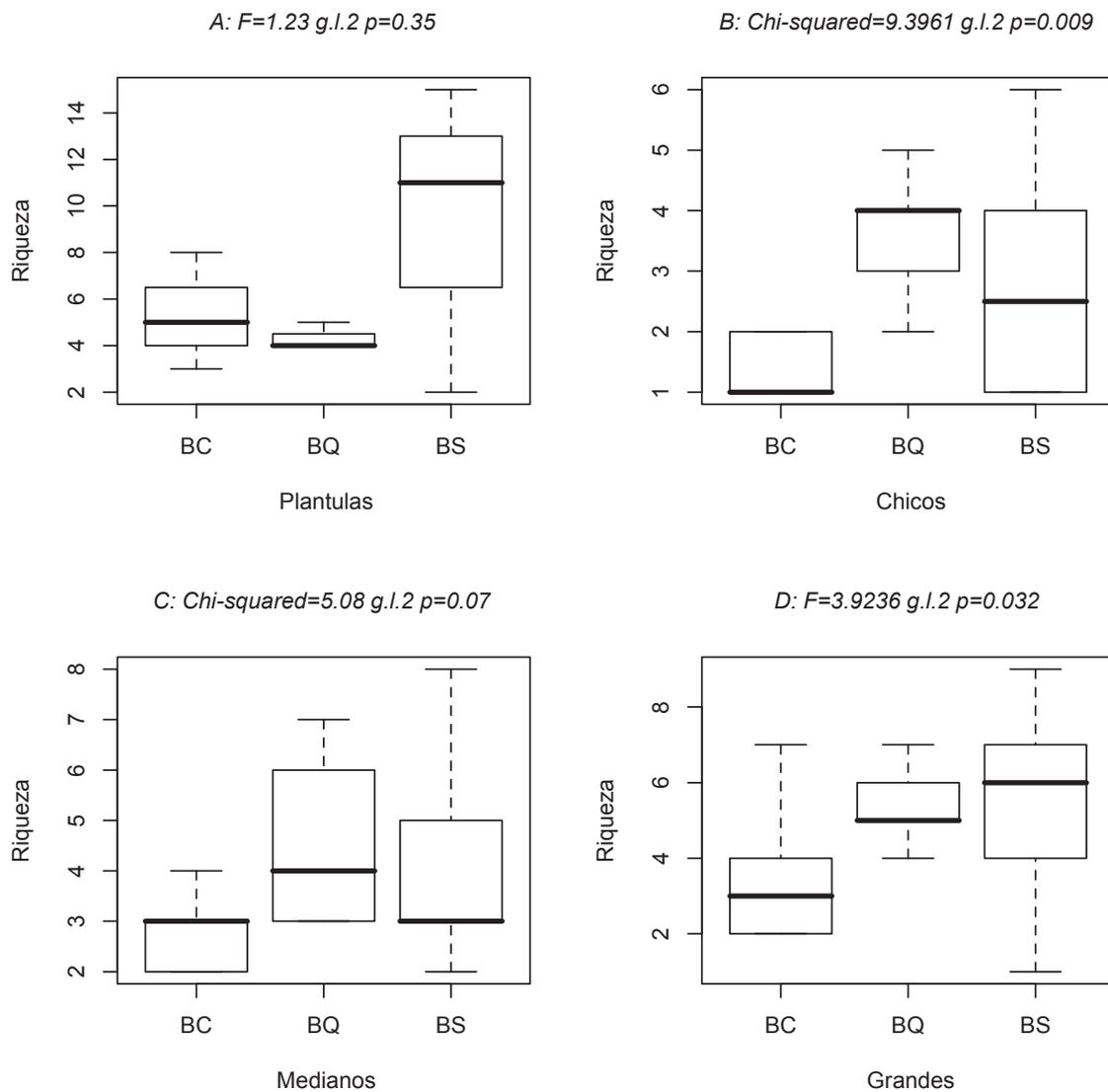


Figura 4. Riqueza de especies observada paracada categoría de tamaño (A: plántulas, B: árboles pequeños, C: árboles medianos, D: árboles grandes) para los tres sitios de estudio. En la parte superior de cada panel, se presentan los valores de ji-cuadrada y su probabilidad asociada a las diferencias entre los tipos de bosque.

Cuadro 5. Valores de probabilidad para la riqueza observada de especies (A: ANOVA, K: Kruskal-Wallis)

| Riqueza observada | Análisis de varianza | BS-BC | BS-BQ | BC-BQ |
|--------------------------|-----------------------------|--------------|--------------|--------------|
| Plántulas | (A)0.3551 | - | - | - |
| Individuos pequeños | (K)0.009 | 0.076 | 0.293 | 0.001 |
| Individuos medianos | (K)0.078 | - | - | - |
| Individuos grandes | (A)0.032 | 0.069 | 0.995 | 0.049 |

Con respecto a la diversidad, el BQ mostró los valores más altos en todas las categorías de tamaño (plántulas: 0.9; pequeños: 0.7; medianos: 0.7 y grandes: 0.7), respecto a BC y BS (Apéndice 5). Se encontraron diferencias en los individuos pequeños donde BS y BQ fueron significativamente diferentes y en los medianos entre BC y BQ (Cuadro 6, Fig. 5).

En el análisis de uniformidad (equidad), considerando a ésta como el Inverso del índice de Simpson, el BQ mostró los valores más altos en todas las categorías de tamaño (plántulas: 7.3; pequeños: 3.1 medianos: 3.5 y grandes: 3.5) respecto a BC y BS (Apéndice 5). Se encontraron diferencias entre los individuos pequeños entre BS y BQ, y medianos entre BC y BQ (Cuadro 6, Fig. 6).

Cuadro 6. Valores de probabilidad para la Diversidad (1- Índice de dominancia de Simpson) y Uniformidad (Índice del inverso de Simpson) para todas las categorías de tamaños (A: ANOVA, K: Kruskal-Wallis, *Diferencias significativas, el guión (-) significa que no hubo diferencias significativas entre los tipos de bosque).

| Diversidad | Análisis de varianza | BS-BC | BS-BQ | BC-BQ |
|---------------------|----------------------|-------|-------|-------|
| Plántulas | (A)0.1324 | - | - | - |
| Individuos pequeños | (K)<0.01* | - | <0.01 | - |
| Individuos medianos | (K)0.01 | - | - | <0.01 |
| Individuos grandes | (K)0.482 | - | - | - |
| Uniformidad | | | | |
| Plántulas | (A)0.15 | - | - | - |
| Individuos pequeños | (A)0.03* | - | 0.03 | - |
| Individuos medianos | (A)0.02* | - | - | 0.01 |
| Individuos grandes | (K)0.1 | - | - | - |

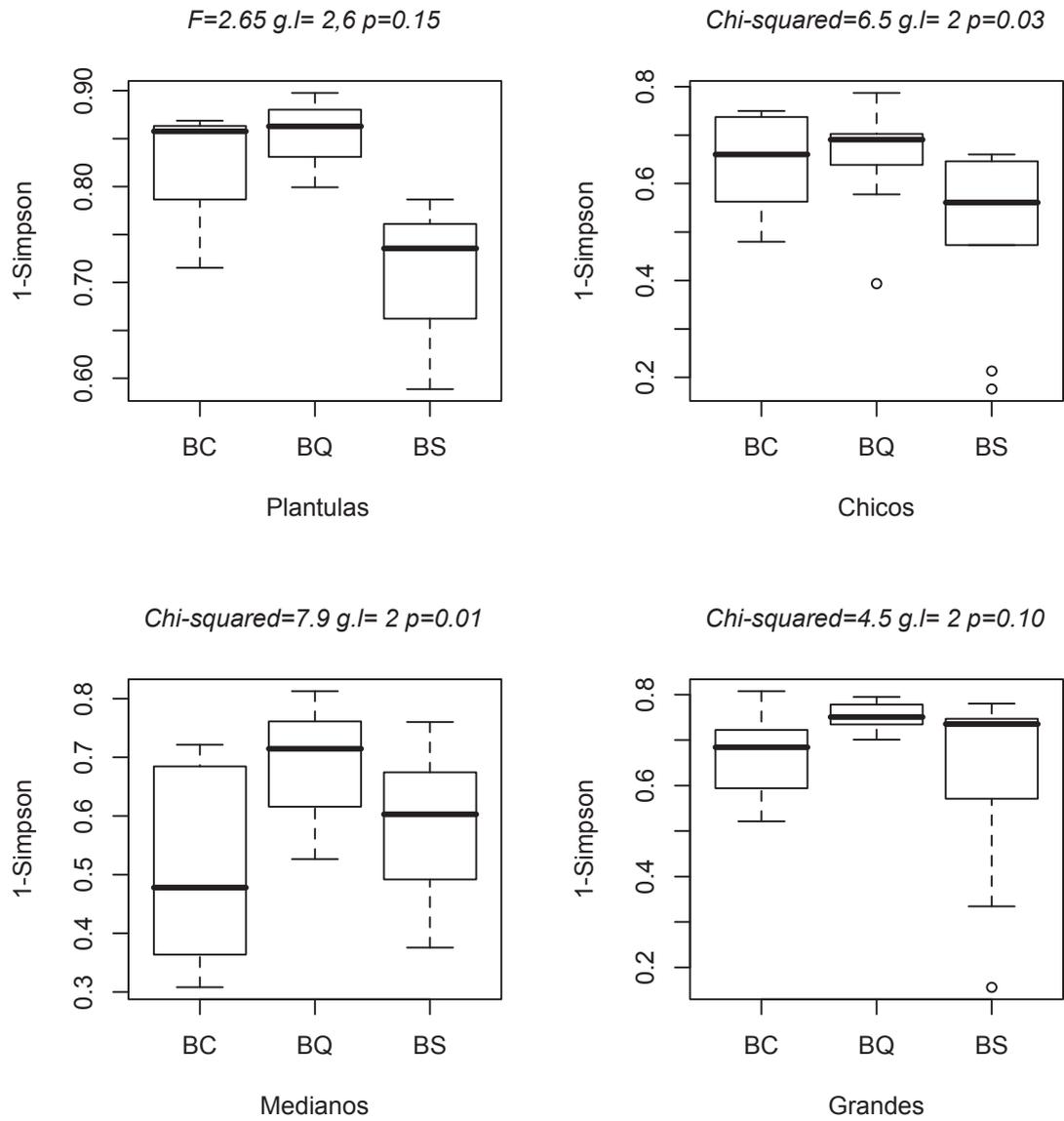


Figura 5. Diversidad de especies forestales (1 - Índice de Simpson) para cada categoría de tamaño en los tres tipos de bosque.

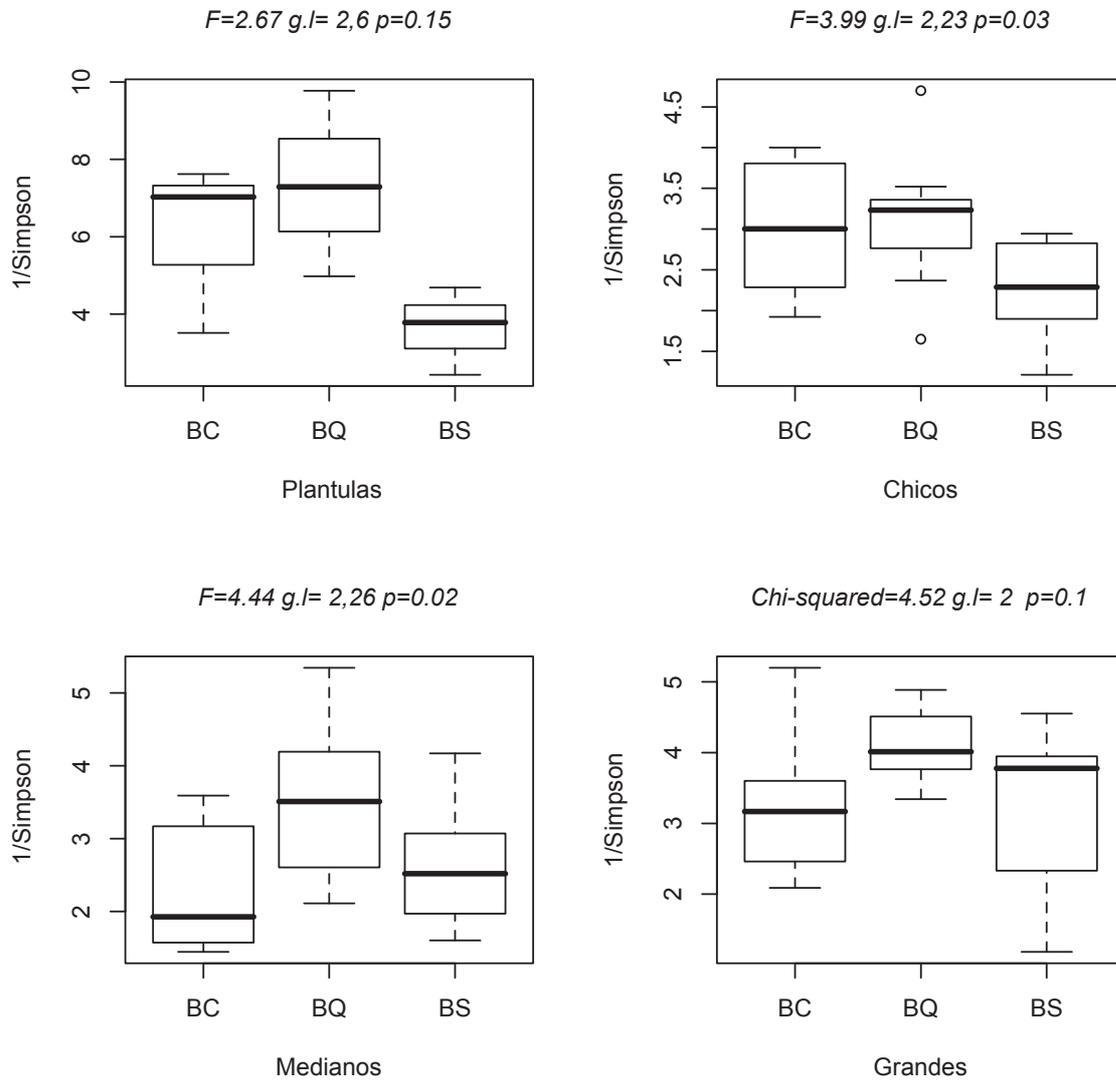


Figura 6. Uniformidad de especies forestales (Índice inverso de Simpson) para cada categoría de tamaño en los tres tipos de bosque.

DISCUSIÓN

La estructura y función de los bosques cambian a través del tiempo, ya que hay muchos factores que intervienen en su transformación: clima, tipo de suelo, cambios catastróficos como las erupciones volcánicas, derrumbes e incendios, así como los disturbios humanos (Arroyo et al. 2008). El efecto acumulativo de factores físicos y humanos se observó en los bosques estudiados al observar evidentes diferencias en la composición florística y estructural de la vegetación. Históricamente, en La Milpoleta han habido incendios de baja intensidad, extracción de leña y madera, alteración del suelo por la extracción de abonos y tierra, aunque éstas alteraciones no se reflejaron en diferencias significativas en algunas características edáficas entre los sitios de estudio (Cuadro 2). Sin embargo, el proceso de sucesión ecológica ha sido considerablemente más lento, con evidente reducción en la riqueza y diversidad de especies leñosas en el área de reforestación con *Cupressus lusitanica* comparado con el secundario (BS), y el Bosque de *Quercus* alledaño (BQ).

En este trabajo se había planteado como un objetivo adicional abordar los aspectos sociales involucrados en la restauración de ecosistemas, así como la realización de un taller para conocer las perspectivas de los habitantes sobre la reforestación en La Milpoleta. Sin embargo, el comité directivo de la comunidad no tuvo el suficiente interés para involucrar a la comunidad, y no se pudieron aplicar las entrevistas a personas claves. Este componente de gestión comunitaria requiere de un equipo multidisciplinario para que los grupos humanos se involucren más con los proyectos de valoración ecológica y su aplicación en la recuperación de ecosistemas degradados.

Condiciones físicas de los sitios

La ausencia de efectos estadísticos significativos entre varios de los atributos edáficos entre los bosques analizados, no permite asegurar si la presencia de *Cupressus lusitanica* ha tenido una influencia negativa sobre las siguientes variables: capacidad de intercambio catiónico, contenido de fósforo, limo, materia orgánica y nitrógeno. Sin embargo, hay otras variables en donde si parece haber un efecto significativo. Por ejemplo, el BQ y BS tuvieron diferencias significativas con respecto al contenido de arena, arcilla y pH, por lo que la hipótesis no se cumple. En una investigación sobre las cronosecuencias en los horizontes de un bosque mesófilo de Oaxaca se observó que en los diferentes patrones de respuestas de las propiedades físicas y químicas no existe una relación directa entre pérdida de suelo y la edad de la deforestación hasta después de los 45 años del disturbio (Bautista-Cruz y del Castillo, 2005). Adicionalmente, se han registrado efectos positivos en las propiedades del suelo en campos agrícolas abandonados reforestados con *C. lusitanica* en el primer horizonte del suelo, lo cual sugiere que una plantación monoespecífica no muestra efectos negativos inmediatos en las propiedades del suelo (Lemenih et al. 2004). Sin embargo, Cavelier y Tobler (1998) mencionan que aunque las plantaciones pueden favorecer el establecimiento de algunas especies nativas, la riqueza y diversidad de especies está muy lejos de la registrada para los bosques nativos de referencia.

Desde el punto de vista fisiográfico, se encontraron diferencias en la pendiente entre BC y BS, lo que sugiere que con un mayor porcentaje de pendiente hay menor contenido de arcilla y arena, debido a que éstas tienden a escurrirse por la cantidad de lluvia, lo que no se observó para el BS (Cerdà y García-Fayos 1996, Scott 1998). Su

fisiografía restringe el acceso a las personas así como las actividades productivas que se podrían llevar a cabo (agricultura, ganadería o extracción de madera), por lo que se encuentra mejor conservado (Collier 1975, Álvarez-Moctezuma et al. 1999, Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000). Sin embargo, en 1998 ocurrió un incendio en una ladera del BS, afectando la composición de especies en las zonas bajas de la montaña, por lo que en esta parte se pueden observar diferencias en la composición de especies en relación con la parte alta de la montaña.

El pH fue significativamente mayor en el BC y donde el valor extremo fue 8.04, lo que sugiere que la presencia de *C. lusitanica* tiende a alcalinizar el suelo debido a que la hojarasca se descompone lentamente y tiene bajo contenido de materia orgánica (Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial 2009). En cambio, en el BQ y BS, la presencia de latifoliadas con alto contenido de materia orgánica tiende a mantener los suelos neutros o ácidos. Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) reportan que para un bosque de latifoliadas en la región de los Altos de Chiapas, la cantidad de materia orgánica es considerablemente mayor que en bosques de coníferas. Sin embargo en el presente estudio no se detectaron diferencias significativas entre los tres tipos de bosques, lo cual puede deberse a que el esfuerzo de muestreo no fue lo suficientemente amplio y a que los efectos negativos de la pérdida de suelo son reflejados hasta después de 45 años (Bautista-Cruz y del Castillo, 2005).

Otro factor que puede afectar las condiciones del suelo es la exposición a la insolación, debido a que el suelo experimenta cambios y existen diferencias de temperatura y humedad que modifican la química del suelo (Poblete 2004, Silva et al. 1987). El BC y BQ tienen una orientación sur, por lo que tienen una mayor exposición; mientras que el

BS está orientado al noreste, por lo que tiene una menor incidencia de luz, así como menores variaciones en la temperatura y humedad.

En 28 años de haber ocurrido la reforestación con *C. lusitanica* en el BC, no es posible determinar que hubo un empobrecimiento del suelo (fertilidad) con base resultados actuales. Se ha mencionado que las plantaciones monoespecíficas pueden tener un efecto neutro o positivo en los suelos y puede estar sujeto a las variaciones climáticas del área (Kelliher et al. 1993). Por lo que se observó en este estudio no se evidenciaron cambios en las propiedades físicas y químicas de los suelos, contrario a lo señalado por otros autores en plantaciones con *C. lusitanica* (Chaverri et al. 1998).

Composición, estructura y diversidad biológica

En los tres tipos de bosque coexisten diversas especies de *Quercus*, con una mayor abundancia en el BQ (369 individuos), seguido de BS (226 individuos) y por último en el BC (33 individuos), que en su conjunto representan el 39% de la abundancia total. Lo anterior indica que el 61% restante de la flora leñosa corresponde a otras especies de latifoliadas y coníferas. Cuando un bosque nativo sufre un disturbio y empiezan los procesos de sucesión (que es cuando los pinos se establecen), éstas especies pioneras y coníferas son reemplazadas por latifoliadas (González-Espinosa et al. 1991). Éste efecto de mayor riqueza de latifoliadas se observó en el BS, aunque el BQ es un bosque con un mayor tiempo de desarrollo, pero debido a la extracción de leña y probablemente a la cobertura del dosel, presenta valores más bajos de diversidad con respecto al BS, que es un bosque con disturbios más recientes y que se encuentra en una etapa de regeneración activa.

El número de especies leñosas es mucho mayor en los bosques con niveles intermedios de perturbación (Ramírez-Marcial et al. 2001) que en los sujetos a continua intervención humana, como fue el caso para las tres condiciones evaluadas en el presente estudio. La poca cantidad de especies encontradas refleja que los bosques estudiados son comunidades secundarias donde ha habido aprovechamiento forestal y hay limitaciones para su regeneración natural.

En el BC, *C. lusitanica* dominó con más del 70% en los individuos pequeños, medianos y grandes. Lo anterior sugiere que ésta especie se estableció con éxito en años anteriores, al mismo tiempo impidió la regeneración de otras especies, debido a que las acículas de los cipreses inhiben el establecimiento de semillas por las sustancias alelopáticas que producen (Chaverri et al. 1998). Estas sustancias pueden desaparecer debido a las lluvias y escurrimientos al paso de los años (Cavelier y Santos 1999, Lines y Fournier 1979). Aunado a lo anterior, las semillas provenientes de bosques aledaños conservados no pueden llegar, ni establecerse debido al cambio en las variables edáficas como el pH (Cavelier y Santos 1999).

En el BS y BQ predominó el género *Quercus* con los VIR más altos en todas las clases diamétricas, por lo que estos bosques se encuentran en una etapa media de sucesión (Quintana-Ascencio et al. 1992).

En el BS, para los individuos pequeños la especie con mayor VIR (15.55%), fue *Cleyera theoides*, la cual se describe como una especie sucesional intermedia que se encuentra desde asociaciones incipientes hasta estadios más avanzados como el bosque de Niebla (Ramírez-Marcial et al. 1998). La segunda especie importante fue *Quercus*

crispipilis (12.43%), que es una especie temprana que no se encuentra en los bosques de pino-encino; y por último *Q. segoviensis* (12.40%) que se encuentra en bosques de pino-encino, frecuentemente en condiciones más secas (Ramírez-Marcial et al. 2010). Para los individuos medianos, *Quercus rugosa* fue la especie con el VIR más alto (28.58%), es una especie temprana muy común en los bosques de pino-encino por arriba de los 2000 m de altitud. La segunda especie más importante fue *Cleyera theoides* con 21.13%, y por último *Q. segoviensis* con 12.58%, las cuales se describen anteriormente. Para los individuos grandes, en orden descendente de VIR se encuentra *Q. rugosa* (32.95%), *Pinus pseudostrobus* (21.92%) y *Q. crispipilis* con 18.18%. En condiciones ambientales y de patrón de uso del suelo como las que prevalecen en la región de estudio, los pinos aumentan sus poblaciones con las actividades humanas (González-Espinosa et al. 1995, Ramírez-Marcial et al. 2001). Por lo anterior, este bosque es el más avanzado en etapas sucesionales dentro del presente estudio.

Para el BC, la especie *C. lusitanica* se encontró ocupando los valores más altos de VIR en todas las categorías de tamaños, debido a la plantación de individuos realizada hace varios años. *Pinus pseudostrobus* se encontró como la segunda especie más importante en todas las categorías, y se debe principalmente a que las semillas del género *Pinus* se establecen en lugares abiertos y en lugares con mucha perturbación (Galindo-Jaimes et al. 2002).

Para el BQ, en la categoría de árboles pequeños se encontró a *Crataegus mexicana* como la especie más importante, la cual está reportada como una especie temprana, como árbol del interior y se encuentra en asociaciones de bosque incipiente y matorral

(Ramírez-Marcial et al. 1998, 2010). La segunda especie fue *Quercus segoviensis* y por último, *Garrya laurifolia* la cual se describe como especie intermedia, árbol del interior y se encuentra desde el Bosque de encino, bosque secundario intermedio y bosque incipiente (Ramírez-Marcial et al. 1998). Por lo anterior, a pesar de que es la zona de estudio con valores de área basal más altos en los individuos grandes (lo que significa que no existe un aprovechamiento continuo), es un bosque que se encuentra en etapas tempranas de sucesión por la composición de especies.

La mayor densidad de plántulas se registró en el BS y BQ y muy pocas en el BC. Esta ausencia de plántulas de especies nativas puede ser originada por la alteración en fases reproductivas de individuos (Herrera y Alvarado 1998), por el efecto alelopático de *C. lusitanica* o la cantidad baja de árboles sexualmente maduros (Herrera et al. 1994).

Sin embargo, no se observaron plántulas de *C. lusitanica* en ninguno de los bosques, a pesar de que la edad reproductiva de esta especie es entre los 10-12 años, además de tener las condiciones idóneas para su reproducción como la cantidad de luz, profundidad y tipo de suelo (Luna-Vega 2003). La ausencia de plántulas de *C. lusitanica* probablemente se debe a la competencia interespecífica con *Quercus* spp. y otras especies por luz, espacio y nutrimentos. Chaverri et al. (1998) mencionan que las plantaciones maduras con *C. lusitanica* no permiten el desarrollo de otras especies en el sotobosque debido a la cobertura del dosel y al efecto alelopático; por el contrario en plantaciones jóvenes, cuando existe una menor cobertura, hay una mayor entrada de luz al interior lo que hace un bosque más diverso.

Las plántulas de *Q. crispipilis* se observaron con una mayor densidad en el BQ. Quintana-Ascencio y colaboradores (1989) documentaron que al trasplantar individuos de ésta especie a sitios abiertos los individuos crecieron más rápido, sin embargo, en áreas deforestadas existe pastoreo de ganado ovino lo que provoca la muerte de plántulas. En el BC, la ausencia de plántulas de *Q. crispipilis* (8 individuos) se debe a la extracción de leña que provoca la muerte de los individuos reproductivos, además de ser el bosque con mayor cobertura. Lo mismo ocurre para la especie *Q. segoviensis*, la cual fue reportada en los 3 sitios de estudio, siendo en el BQ más abundante.

Existe una menor densidad de árboles pequeños en el BC (19 individuos), porque las condiciones edáficas y de cobertura no han permitido el establecimiento de nuevas semillas, debido a que el nicho de regeneración de cualquier especie (desde la producción de semillas hasta el establecimiento de plántulas y crecimiento de individuos) actúan de forma dependiente con el clima local, la calidad del sitio y especies diseminadoras (Schupp 1995, Schupp y Fuentes 1995, Hulme 1997, Marañón et al. 2008, Collins y Good 1987).

Se observó una mayor cantidad de individuos medianos en el BC, siendo *C. lusitanica* la más abundante (239 individuos). Esto se debe a que algunos años atrás, la reproducción de los árboles maduros fue exitosa, germinaron y crecieron los individuos y no existía suficiente sombra para impedir el crecimiento de esta especie.

La mayor densidad de individuos adultos se registró en el BQ, debido a que es la zona con menor extracción de leña y pocas actividades productivas. Por otro lado, se ha reportado que cuando se crean claros, la densidad de las plántulas establecidas es muy

alta, pero cuando empiezan a crecer estos individuos, por efectos de competencia por luz y nutrimentos muchos mueren dejando pocos adultos, como lo observado en el BS.

El valor más alto de área basal en los individuos grandes fue para el BQ. Cuando hay individuos con un diámetro más grande se considera que esto refleja una mayor edad del bosque (Soto y Donoso 2006), por lo que el BQ es el bosque con menos intervenciones humanas. Para los individuos medianos, el BC obtuvo los valores más altos de área basal por *C. lusitanica* lo que pudo deberse a que hace unos años, el dosel era más abierto lo que favoreció la regeneración natural de la especie. Para los pequeños no se detectaron diferencias, sin embargo en el BS se encontró una mayor área basal acumulada, porque el nicho de regeneración natural no ha sido afectado.

Las diferencias significativas en la cobertura forestal fueron detectadas entre el BC (55.01%) y BQ (70.62%). Al tener una mayor apertura en el dosel hay una mayor cantidad de luz en el suelo, lo que para algunas especies es benéfico (*Pinus* y *Cupressus*), como en el caso de BC. Sin embargo, el género *Quercus* es poco tolerante a la sombra y ésta evita que los individuos se desarrollen (Gómez-Aparicio et al. 2006, Jardel 1998). Otra consecuencia de la apertura del dosel, es la modificación del microclima, lo que condiciona el establecimiento de nuevas plántulas (Barik et al. 1996, Buckley et al. 1998, Pulido et al. 2000, Pulido 2002).

El mayor número de tocones fue en el BC, seguido de BQ y BS siendo el género *Quercus* muy abundante. *Quercus segoviensis* fue la especie más abundante en cuanto a rebrote individual, esto se debe a que los pobladores le han dado múltiples usos, para leña, cercos vivos y postería (Jiménez-Ferrer et al. 2007). Esta especie ha sido

encontrada en tierras de barbecho, por lo que tiene más tiempo para regenerarse. En el BQ el área basal de los individuos rebrotados fue mucho menor debido a que no es un bosque con aprovechamiento forestal. En el BS, además del aprovechamiento forestal, ocurrió un incendio recientemente, ocasionando la muerte de muchos árboles por lo que tiene el valor más alto del área basal.

Cuando los bosques presentan algún grado de perturbación y empiezan los procesos de autoorganización, aumenta el número de especies hasta alcanzar la madurez. Sin embargo, el BC mostró una mayor riqueza de plántulas con respecto al BQ, debido a que en las primeras etapas de sucesión hay una mayor expresión de especies pioneras, que crecen en espacios abiertos y con menor tolerancia a la sombra. Es importante mencionar que la plantación de *C. lusitanica* ha favorecido el establecimiento de pocas especies nativas, como *Prunus serotina*, la cual se encontró como plántula y fue muy abundante en los tres tipos de bosque. Ésta especie es pionera e indicadora de sucesión secundaria con una perturbación general, ya que se desarrolla en claros y no crece en bosques maduros (González-Espinosa et al. 1991). La cantidad de plántulas de éste género encontrada indica que en los tres tipos de bosque existe cierto grado de perturbación, debido a la cantidad de plántulas encontradas de éste género.

En cuanto a los valores de diversidad (1-Índice de Simpson), el BQ obtuvo los valores más altos en todas las clases diamétricas. Al realizar la comparación entre los bosques y categorías de tamaño, se encontraron diferencias entre los individuos pequeños; donde BS mostró valores significativamente más bajos de diversidad debido a la mayor dominancia de unas pocas especies. Para los medianos, el BC fue diferente a BQ, debido a que en una plantación (semejante a BC), la entrada de luz dificulta el

establecimiento y crecimiento de especies nativas, lo que provoca la baja diversidad (Maglianesi 2010). En los Altos de Chiapas, para un bosque sucesional pionero (como el BQ) se han reportado 27 especies, y mencionan la riqueza de especies, el área basal y la cobertura va incrementándose al aumentar la edad sucesional de un bosque (González-Espinosa et al, 2006).

La mayor uniformidad ecológica registrada en el BQ refleja una mayor estabilidad en el ecosistema. La uniformidad en la composición y estructura de especies se refiere al número de individuos en relación al número de especies. Al existir un número mayor de individuos, hay un incremento en el número de especies (Gurevitch et al. 2006). Ésta variable confirma la mayor riqueza de especies registrada en el BQ, comunidad que ha tenido más tiempo para su desarrollo sucesional.

En los bosques de encino en México, incluyendo los Altos de Chiapas, la madera de *Quercus* se ha utilizado para la elaboración de carbón, por lo que muchas extensiones de bosques de encino de la región se han agotado por la tala selectiva e ilegal para carbón y leña, además del pastoreo (Rzedowski 1978, Barrón-Sevilla 2002, González-Espinosa et al. 2007).

Aunque el BQ se consideró un bosque con cobertura del dosel continua (Fig. 1b), los resultados del presente estudio señalan que es un bosque en el cual hubo intervenciones antropogénicas. La fisonomía del BQ muestra una cobertura continua, pero la información de la estructura y diversidad indican una merma considerable respecto a los bosques con mayor estado de conservación en la región. Las 20 especies de árboles registradas en el BQ reflejan el empobrecimiento florístico

comparado con las 35-40 especies del interior en bosques sucesionales tardíos (González-Espinosa et al. 2006).

La restricción de actividades económicas como el aprovechamiento forestal y la agricultura, así como el establecimiento, la recuperación y el decreto de cinturones verdes en las áreas aledañas a los centros urbanos resulta urgente para mantener la diversidad biológica y los servicios ambientales. Ejemplos de lo anterior son algunas regiones de Australia, Estados Unidos y Reino Unido, en los cuales las políticas públicas están encaminadas a mantener la población en espacios estrechos y áreas verdes bajo una estricta normatividad (Bunker y Houston 2003, Crossman et al. 2007, Dávila 2003).

Las políticas de reforestación en México a partir de 1965 hasta mediados de los años 80's estuvieron orientadas a recuperar zonas degradadas y a la conservación de suelos (Carabias et al. 2007), pero no mostraron resultados satisfactorios para incrementar la cobertura forestal y reducir las tasas de deforestación. A partir de los años 90's las políticas públicas han incluido propuestas para favorecer la diversificación y la integración de actividades de conservación y restauración con énfasis en la recuperación de servicios ambientales. Sin embargo, no hay una política pública de restauración ambiental, ni es una prioridad nacional, por lo que faltan esfuerzos para que éstas políticas sean integrales, multidisciplinarias y de largo plazo (Cervantes et al. 2008).

CONCLUSIONES

Los bosques estudiados presentaron diferencias en la estructura y composición florística debido a que la trayectoria de recuperación después de un disturbio ha sido más lenta en el bosque reforestado con *C. lusitanica*, comparado con los otros sitios de estudio.

La plantación con *C. lusitanica* ha permitido conservar algunas características del suelo, como materia orgánica, nitrógeno y fósforo, por lo que se puede utilizar para recuperar suelo cuando ocurren perturbaciones severas. Sin embargo, si la finalidad de la reforestación es recuperar la diversidad existente previamente al disturbio, se deben llevar a cabo aclareos y remoción de individuos de *C. lusitanica* para que las especies que se encuentran debajo del dosel puedan desarrollarse, además de enriquecer con plántulas de distintas especies nativas.

En el BS se encontró una mayor riqueza de especies en todas las clases diamétricas, debido al difícil acceso que tiene los pobladores para su aprovechamiento lo que resulta en que se encuentre mejor conservado.

La especie más abundantes después de *C. lusitanica* fueron *Pinus* spp., lo que indica el estado sucesional relativamente inicial o temprano de los bosques. El BQ se considera un bosque sucesionalmente incipiente debido a las especies presentes en el área y el BS a un bosque de encino, aunque se encontró una gran cantidad de individuos de *Pinus*, por lo que pudo tener algún aprovechamiento varias décadas atrás. Las montañas de Los Altos de Chiapas han sufrido modificaciones en la composición y

estructura de sus bosques, debido al aumento de la población principalmente, la agricultura, ganadería y establecimiento de viviendas.

La Sociedad de Restauración Ecológica (SER) publicó un listado de 9 atributos de los ecosistemas que deben de ser medidos en los proyectos de restauración. Con base en la evaluación de tres atributos en el presente estudio (riqueza, diversidad biológica y suelo) cumple de manera satisfactoria con dos de los tres criterios mínimos que deben aplicarse a proyectos de restauración (diversidad, estructura de la vegetación y procesos ecológicos), en el sentido de lo planteado por Ruiz-Jaén y Aide (2005).

Una plantación rodeada de bosques secundarios no garantiza el mantenimiento de la diversidad biológica, por lo tanto los programas gubernamentales y las políticas públicas debieran fomentar el enriquecimiento con plántulas de diferentes especies nativas, además de detener el deterioro de las montañas ocasionados por las minas de arena y la construcción de viviendas en las áreas periurbanas a San Cristóbal de Las Casas.

LITERATURA CITADA

Adell G.1999. Theories and models of the peri-urban interface: A changing conceptual landscape. Strategic environmental planning and management for the peri-urban interface research project, Londres: The Development Planning Unit, University College London. Pp. 43.

Allen A, da Silva NLA, Corubolo E. 1999. Environmental problems and opportunities of the peri-urban interface and their impact upon the poor. Strategic Environmental Planning and Management for the Peri-urban Interface Research Project, Londres: The Development Planning Unit, University College London. Pp. 43.

Allen A. 2001. Environmental planning and management of the peri-urban interface (PUI): Perspectives on an emerging field. Conference on Rural-Urban Encounters: Managing the Environment of the Periurban Interface, The Development Planning Unit. University College, Londres.

Allen A. 2003. Environmental planning and management of the peri-urban interface: perspectives on an emerging field. *Environment and Urbanization*, 15(1):135-148.

Allen CD, Savage M, Falk DA, Suckling KF, Swetnam TW, Schulke T, Stacey PB, Morgan P, Hoffman M, Klingel JT. 2002. Ecological restoration of southwestern ponderosa pine ecosystems: a broad perspective. *Ecological Applications*, 12(5):1418-1433.

- Álvarez-Moctezuma JG, Ochoa-Gaona S, De Jong B, Soto-Pinto ML. 1999. Hábitat y distribución de cinco especies de *Quercus* (Fagaceae) en la Meseta Central de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 47(3):351-358.
- Aronson J, Milton SJ, Blignaut JN (Eds.) 2007. Restoring natural capital: Science, business, and practice. Island Press, Washington, D.C. Pp. 384.
- Arroyo J, Carrión JS, Hampe A, Jordano P. 2008. La distribución de las especies a diferentes escalas espacio-temporales. Pp. 29-70. En: Valladares F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. 2ª. edición. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Balmford A, Green RE, Jenkins M. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(7):326-330.
- Barik SK, Tripathi RS, Pandey HN, Rao P. 1996. Tree regeneration in a subtropical humid forest: effect of cultural disturbance on seed production, dispersal and germination. *Journal of Applied Ecology*, 33:1551-1560.
- Barrón-Sevilla JA. 2002. Efecto del disturbio antropogénico sobre la estructura y riqueza arbórea en bosques de pino-encino de Los Altos de Chiapas, México. Tesis de Maestría. ECOSUR. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Pp 25.
- Bautista-Cruz A, del Castillo RF. 2005. Soil changes during secondary succession in a Tropical Montane Cloud Forest area. *Soil Science Society of America Journal*, 69:906-914.

- Betancourt YP, González RJ, Figueroa BS, González CF. 1999. Materia orgánica y caracterización de suelos en proceso de recuperación con coberturas vegetativas en zonas templadas de México. *Terra Latinoamericana*, 17(2):139-148.
- Breedlove DE. 1981. Flora of Chiapas. Part I: Introduction to the flora of Chiapas. California Academy of Sciences, San Francisco. Pp. 35.
- Buckley DS, Sharik TL, Isebrands JG. 1998. Regeneration of northern red oak: positive and negative effects of competitor removal. *Ecology*, 79:65-78.
- Bunker R, Houston P. 2003. Prospects for the rural–urban fringe in Australia: observations from a brief history of the landscapes around Sydney and Adelaide. *Australian Geographical Studies*, 41:303–323.
- Bustamante R, Grez AA. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 9(2):58-63.
- Cairns MA, Dirzo R, Zadroga F. 1995. Forest of Mexico: a diminishing resource? *Forestry*, 93:21-24.
- Carabias J, Arriaga V, Cervantes V. 2007. Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80 (sup):85-100.
- Cavelier J, Santos C. 1999. Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 47(4):775-784.

- Cavelier J, Tobler A. 1998. The effect of abandoned plantations of *Pinus patula* and *Cupressus lusitanica* on soils and regeneration of a tropical montane rain forest in Colombia. *Biodiversity and Conservation*, 7:335-347.
- Cayuela L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Ecosistemas*, 15(3):192-198.
- Cerdà A, García-Fayos P. 1996. Relaciones entre las pérdidas de agua, suelo y semilla en zonas acarcavadas. Influencia de la pendiente. *Cuadernos de Investigación Geografía*, 20-21:47-63.
- Cervantes V, Arriaga V, Carabias J. 1996. La problemática socioambiental e institucional de la reforestación en la región de La Montaña, Guerrero. México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 59:67-87.
- Cervantes V, Carabias J, Arriaga V. 2008. Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental. Pp. 155-226. En *Capital Natural de México*. Vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. CONABIO. México, D.F.
- Chaverri A, Zamora N, Aguilar V, Gutiérrez J. 1998. Regeneración natural de especies nativas latifoliadas y de ciprés (*Cupressus lusitanica*) bajo una plantación de ciprés en San José de la Montaña, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 22(1):7-17.
- Collier GA. 1975. *Fields of the Tzotzil: Ecological bases of tradition in Highland, Chiapas*. Universidad de Texas. Pp. 255.

- Collins SL y Good RE. 1987. The seedling regeneration niche: habitat structure of tree seedlings in an oak-pine forest. *Oikos*, 48(1):89-98.
- CONAFOR. 2003. Ficha técnica *Quercus rugosa* Neé. <http://conafor.gob.mx/programasnacionalesforestales/pronare/Fichas%20Tecnicas/Quercus%20rugosa.pdf>
- CONAFOR. 2010. Evaluación externa de los apoyos de reforestación. Ejercicio Fiscal 2009. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México. Pp. 158.
- Cook JH, Stutzman TW, Bowers CW, Brenner KA, Irwin LL. 1995. Spherical densiometers produce biased estimates of forest canopy cover. *Wildlife Society Bulletin*, 23(4):711-717.
- Cotler H. 2003. Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña. Pp. 153-161. En: O Sánchez, E Vega, E Peters, O Monroy-Vilchis (Eds). Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado de capacitación y actualización sobre conservación de ecosistemas templados de montaña en México. SEMARNAT, INE, US Fish y Wildlife Service.
- Crossman ND, Bryan BA, Ostendorf B, Collins S. 2007. Systematic landscape restoration in the rural-urban fringe: meeting conservation planning and policy goals. *Biodiversity Conservation*, 16:3781-3802.
- D'Antonio C, Meyerson LA. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4):703-713.

- Dávila J. 2003. Enfoques de intervención en la interfase periurbana. Cuadernos del Cendes, Dossier Interfase Periurbana, Caracas, 20(53):17-32.
- Díaz AM, Bonilla MA, Vargas OR. 2004. Competencia entre pastos exóticos y plantas nativas: una estrategia para la restauración del bosque altoandino. Acta Biológica Colombiana, 9(2).
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. Pp. 176.
- Figuroa-Jáuregui ML, Ibáñez-Castillo LA, Arteaga-Ramírez R, Arellano-Monterrosas JL, Vázquez-Peña M. 2011. Cambio de uso de suelo en la cuenca de San Cristóbal de Las Casas, México. Agrociencia, 45:531-544.
- Galindo-Jaimes L, González-Espinosa M, Quintana-Ascencio P, García-Barrios L. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominant by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, México. Plant Ecology, 162:259-272.
- García-Barrios LE, González-Espinosa M. 2004. Change in oak to pine dominance in secondary forests may reduce shifting agriculture yields: experimental evidence from Chiapas, Mexico. Agriculture, Ecosystems and Environment, 102: 389-401.
- García E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. Universidad Nacional Autónoma de México. México. Pp. 246.
- García GA. 2005. La gestión del agua en la cuenca endorreica de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Pp. 264.

- Gómez-Aparicio L, Valladares F, Zamora R. 2006. Differential light responses of Mediterranean tree saplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. *Tree Physiology*, 26:947-958.
- González-Espinosa, M, Quintana-Ascencio PF, Ramírez-Marcial N, Gaytán-Guzmán P. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forest in highlands of Chiapas, México. *Journal of Vegetation Science*, 2:351-360.
- González-Espinosa M, Ochoa-Gaona S, Ramírez-Marcial N, Quintana-Ascencio PF. 1995. Current land-use trends and conservation of old-growth forest habitats in the highlands of Chiapas, Mexico. In: Wilson MH, Sader SA (Eds.) *Conservation of Neotropical Migratory Birds in Mexico*. Veracruz, Los Tuxtlas, Pp. 190–198.
- González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Ruiz-Montoya L. (Eds). 2005. *Diversidad biológica en Chiapas*. Plaza y Valdés. México. Pp. 484.
- González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N y Galindo-Jaimes L. 2006. Secondary succession in montane pine-oak forest of Chiapas, México. En: Kappelle M. Ed. *Ecology and conservation of Neotropical Montane Oak Forests*, *Ecological Studies* 185, Pp 209-221. Springer-Verlag, Berlín.
- González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Camacho-Cruz A, Holz SC, Rey-Benayas JM, Parra-Vázquez MR. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80:11:23.

- González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Galindo-Jaimes L, Camacho-Cruz A, Golicher D, Cayuela L, Rey-Benayas JM. 2009. Tendencias y proyecciones del uso de suelo y la diversidad florística en Los Altos de Chiapas. *Investigación ambiental*, 1(1):40-53.
- González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N. En prensa. Comunidades vegetales terrestres de Chiapas. En: Estudio de Estado de la Diversidad Biológica en Chiapas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica, A.C. Distrito Federal, México.
- Gurevitch J, Scheiner SM, Fox GA. 2006. *The Ecology of plants*. Segunda edición. Editorial Sinauer Associates, Estados Unidos de América. Pp. 574.
- Hellman JJ, Fowler GW. 1999. Bias, precision and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications*, 9:824-834.
- Herrera CM, Jordano P, López-Soria L, Amat JA. 1994. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs*, 64:315-344.
- Herrera B, Alvarado A. 1998. Calidad de sitio y factores ambientales en bosques de Centro América. *Agronomía Costarricense*, 22(1):99-117.
- Hulme PE. 1997. Post-dispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in Mediterranean scrublands. *Oecologia*, 111:91-98.

Jardel EJ. 1998. Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán. Pp. 231-251. En: Ávila R, JP Emphoux, LG Gastélum, S Ramírez, O Schöndube y F Valdez (Eds). El Occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales. Actas del IV Coloquio Internacional de Occidentalistas. Universidad de Guadalajara / Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación (ORSTOM). Guadalajara, México.

Jenkins M, Green RE, Madden J. 2003. The Challenge of measuring global change in wild nature: are things getting better or worse? *Conservation Biology*, 17(1):20-23.

Jimenez-Ferrer G, López-Carmona M, Nahed-Toral J, Ochoa-Gaona S, De Jong B. 2007. Árboles y arbustos de la región norte-tzotzil de Chiapas, México. *Vet. Mex*, 39(2):199-213.

Kelliher FM, Leuning R y Schultze ED. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forest and grasslands. *Oecologia*, 95:153-163.

Kindt R. 2009. Package "BiodiversityR". <http://www.r-project.org>, http://www.worldagroforestry.org/treesandmarkets/tree_diversity_analysis.asp

Lamb D, Gilmour D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. International Union for Conservation of Nature and Natural resources, Gland, Suiza. Pp. 110.

- Laurance WF, Williamson GB. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the amazon. *Conservation Biology*,15(6): 1529-1535.
- Lawton RO, Nair US, Plielke RA, Welch RM. 2001. Climatic impact of tropical lowland deforestation on nearby montane cloud forests. *Science*, 294:584-587.
- Lemenih M, Olsson M, Karlton E. 2004. Comparison of soil attributes under *Cupressus lusitanica* and *Eucalyptus saligna* established on abandoned farmlands with continuously cropped farmlands and natural forest in Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 195:57-67.
- Li XR, HL Xiao, JG Zhang, XP Wang. 2004. Long-term ecosystem effects of sand-binding vegetation in the Tengger Desert, northern China. *Restoration Ecology*, 12(3):376-390.
- Lines SM, Fournier O. 1979. Efecto alelopático de *Cupressus lusitánica* Mill. sobre la germinación de algunas hierbas. *Revista de Biología Tropical*, 27(2):223-229.
- López-Gómez AM, Williams-Linera G. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 78: 7-15.

- Luna-Vega MI. 2003. *Cupressus lusitanica*. Taxones del bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre Oriental incluidos en la norma oficial mexicana. Herbario FCME, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W025. México D.F.
- Lynden GWJ, Oldeman LR. 1997. The assessment of the status of human-induced soil degradation in South and Southeast Asia. International Soil Reference and Information Centre. Pp. 35.
- Maglianesi MA. 2010. Caracterización de una comunidad vegetal en áreas de bosque nativo y plantaciones de coníferas en la Reserva Forestal Grecia (Alajuela, Costa Rica). Cuadernos de Investigación UNED, 2(2): 245-253.
- Magurran AE. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Croom Helm, London. Pp. 175.
- Marañón T, Camarero JJ, Castro J, Días M, Espelta JM, Hampe A, Jordano P, Valladares F, Verdú M y Zamora R. 2008. Heterogeneidad ambiental y nicho de regeneración. En: Valladares F. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. 2a edición. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Miles L, Kapos V. 2008. Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation: global land-use implications. Science, 320:1454-1455.
- Miranda F. 1952. La vegetación de Chiapas. Vol.1. Ediciones del gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez. Pp. 334.

- Miyawaki, A. 2004. Restoration of living environment base on vegetation ecology: Theory and practice. *Ecological Research*, 19:83-90.
- Mueller-Dumbois D, Ellenberg H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley, Nueva York. Pp. 547.
- Murillo LD. 2005. Encima del mar está el cerro y ahí está el Anjel. Significación del agua y cosmovisión en una comunidad tzotzil. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Pp. 194.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10:58-62.
- Muzzi E, Roffi F, Sirotti M y Bagnaresi U. 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy. *Land Degradation and Development*, 8, 2:127-137.
- Newman GJ, Redente EF. 2001. Long-term plant community development as influenced by revegetation techniques. *Journal of Range Management*, 54(6):717-724.
- Ochoa-Gaona S, González-Espinosa M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, México. *Applied Geography*, 20:17-42.
- Ormerod SJ. 2003. Restoration in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 40(1):44-50.
- Palmer MA, Ambrose RF, LeRoy NP. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5(4):291-300.

- Poblete FHL. 2004. Efecto de la exposición y de la pendiente en algunas propiedades del suelo, flora y vegetación de la Quebrada de la Plata, Región Metropolitana. Tesis de Ingeniería. Universidad de Chile. Pp. 99.
- Pulido FJ, Díaz M, Martínez-Pastur G. 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración temprana de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*, 9:381-394.
- Pulido FJ. 2002. Biología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración de bosques templados y subtropicales de robles (*Quercus* spp.). *Revista Chilena de Historia Natural*, 75(1):5-15.
- Quintana-Ascencio, PF. 1989. La condición sucesional de dos encinos dominantes (*Quercus laurina* Humb. & Bonpl. y *Q. crispipilis* Trel.) de los bosques de los Altos de Chiapas. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. Pp. 142.
- Quintana-Ascencio PF, González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N. 1992. Acorn renewal, seedling survivorship and seedling growth of *Quercus crispipilis* in successional forest of the Highlands of Chiapas, México. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 119(1):6-18.
- Quintana-Ascencio PF, González-Espinosa M. 1993. Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de los Altos de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*, 21:43-57.

- Rakodi C. 1999. Poverty and well-being in the peri-urban interface of developing country cities: a review. Review of the Poverty Relevance of the Peri-urban Interface Production System Research. Reporte para DFID (Natural Resources Systems Research Programme). Universidad de Birmingham, Londres. Pp. 70.
- Ramírez-Marcial N, Ochoa-Gaona S, González-Espinosa M, Quintana-Ascencio PF. 1998. Análisis florístico y sucesional en la Estación Biológica Cerro Huitepec, Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*, 44:59-85.
- Ramírez-Marcial N, González-Espinosa M, Williams-Linera G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in Chiapas, México. *Forest Ecology and Management*, 154:311-326.
- Ramírez-Marcial N, Camacho-Cruz A, González-Espinosa M. 2003. Guía para la propagación de especies leñosas nativas de los altos y montañas del Norte de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur. Pp. 39.
- Ramírez-Marcial N, Camacho-Cruz A, Martínez-Icó M, Luna-Gómez A, Golicher D, González-Espinosa M. 2010. Árboles y arbustos de los bosques de montaña en Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur. Pp. 243.
- Rentería ALI, García AA. 1997. Las coníferas de la Reserva de la Biósfera "La Michilia", Durango, México. *Madera y Bosques*, 3(1):53-70.
- Rezaei SA, Gilkes RJ. 2005. The effects of landscapes attributes and plant community on soil chemicals properties in rangelands. *Geoderma*, 125:167-176.

- Robichaud, PR, Beyers JL y Neary DG. 2000. Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. RMRS-GTR-63. USDA Forest service. Rocky mountain research station. Fort Collins, CO. EUA. Pp 85 .
- Rocha-Loredo AG, Ramírez-Marcial N. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. Boletín de la sociedad Botánica de México, 84:1-12.
- Romero-Nájera I. 2000. Estructura y condiciones microambientales en bosques perturbados de Los Altos de Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 74.
- Ruiz-Jaen MC, Aide M. 2005. Restoration success: How is it being measured? Restoration Ecology, 13(3):569-577.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F. Pp. 482.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology, 5(1):18-32.
- Schupp EW. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat Choice and patterns of plant recruitment. American Journal of Botany, 82:399-409.
- Schupp EW, Fuentes M. 1995. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. Ecoscience, 2:267-275.
- Scott N. 1998. Soil aggregation and organic matter mineralization in forest and grasslands. Soil Science Society of America, 62:1087-1089.

Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, Lautenbach S, Schmidt S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48:630-636.

SER (Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group). 2004. The SER International Primer on Ecological on Ecological Restoration. www.ser.org

Silva M, Castellano G, Alonso C, Squella F. 1987. Control heliotérmico, efecto del nitrógeno, la utilización y la humedad en el comportamiento de la pradera anual mediterránea. Crecimiento y senescencia. *Avances en Producción Animal*, 12(1-2): 11-25.

Soto DP, Donoso PJ. 2006. Patrones de regeneración en renovales de *Drimy swinteri* en el centro-norte de la Isla de Chiloé: cambios de acuerdo al tamaño y la densidad relativa. *Bosque*, 27(3):241-249.

Tormo J. 2007. Factores que influyen en la colonización vegetal y la revegetación de taludes en ambiente mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. España. Pp. 197.

Vázquez-Yanes C, Batis-Muñoz AL, Alcocer Silva ML, Gual-Díaz M, Sánchez Dirzo C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM Pp. 13.

Vázquez-Sánchez MA. 2007. Ecología urbana en San Cristóbal. La Sociología de la conservación en La Ciudad de San Cristóbal de las Casas. Una mirada desde las ciencias sociales. En: Camacho VD, Lomelí GA, Hernández AP (Eds). Colección Hechos en Palabras. Gobierno del Estado de Chiapas. Pp. 468.

Viqueira JP. 2007. La ciudad de San Cristóbal de Las Casas a sus 476 años: una mirada desde las ciencias sociales. Camacho VD, Lomelí GA y Hernández AP (Eds). Colección Hechos en Palabras. Gobierno del Estado de Chiapas. Pp. 468.

Webster DR. 2002. On the Edge: Shaping the Future of Peri-Urban East Asia, Stanford University Asia/Pacific Research Center Urban Dynamics Discussion Paper, Asia/Pacific Research Center, Stanford University, California. Pp. 53.

Westman WE. 1977. How much are nature's services worth? *Science*, 197: 960–964.

Zavala MAL, Galindo-Jaimes L, González-Espinosa M. 2007. Models of regional and local stand composition and dynamics of pine-oak forest in the central highlands of Chiapas, Mexico: theoretical and managements implications. Pp. 223-243. En: Newton AC. (Eds.) *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes: the forest of montane Mexico and temperate South America*. CAB International, Wallingford.

APÉNDICE 1. Área basal (m²/ha), Abundancia y Valores de Importancia Relativa por tipo de bosque, especie y categorías de tamaño. (En negrita se muestran los valores más altos).

| Bosque secundario (BS) | Área basal | | | Abundancia | | | Valor de importancia relativa | | |
|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|-----------------|----------------|
| | Pequeños (m ² /0.1ha) | Medianos (m ² /0.5ha) | Grandes (m ² /1ha) | Pequeños (m ² /0.1ha) | Medianos (m ² /0.5ha) | Grandes (m ² /1ha) | Pequeños (%) | Medianos (%) | Grandes (%) |
| <i>Ageratina ligustrina</i> | 0.005 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2.594 | 0 | 0 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 0.003 | 0.053 | 0.891 | 1 | 2 | 9 | 1.358 | 1.613 | 4.768 |
| <i>Baccharis pseudovaccinioides</i> | 0.007 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2.885 | 0 | 0 |
| <i>Cleyera theoides</i> | 0.066 | 0.66 | 1.423 | 6 | 28 | 19 | 15.554 | 21.134 | 8.674 |
| <i>Comarostaphylis discolor</i> | 0 | 0.01 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.52 | 0 |
| <i>Cornus disciflora</i> | 0 | 0.066 | 0.131 | 0 | 3 | 2 | 0 | 2.178 | 0.858 |
| <i>Cornus excelsa</i> | 0.042 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 11.844 | 0 | 0 |
| <i>Crataegus mexicana</i> | 0.021 | 0.055 | 0.038 | 5 | 3 | 1 | 7.716 | 2 | 0.345 |
| <i>Garrya laurifolia</i> | 0.02 | 0.033 | 0 | 4 | 2 | 0 | 6.653 | 1.267 | 0 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> | 0 | 0 | 0.118 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1.047 |
| <i>Pinus montezumae</i> | 0 | 0 | 0.209 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1.323 |
| <i>Pinus pseudostrobus</i> | 0.023 | 0.313 | 4.049 | 6 | 19 | 42 | 8.873 | 12.067 | 21.918 |
| <i>Pinus tecunumanii</i> | 0 | 0 | 0.614 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2.781 |
| <i>Prunus serotina</i> | 0 | 0 | 0.121 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0.827 |
| <i>Quercus crassifolia</i> | 0.005 | 0.028 | 0.089 | 1 | 1 | 1 | 1.707 | 0.835 | 0.5 |
| <i>Quercus crispipilis</i> | 0.034 | 0.368 | 3.118 | 8 | 17 | 38 | 12.427 | 12.286 | 18.177 |
| <i>Quercus laurina</i> | 0.002 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1.259 | 0 | 0 |
| <i>Quercus rugosa</i> | 0.037 | 0.89 | 4.812 | 5 | 38 | 80 | 10.215 | 28.58 | 32.95 |
| <i>Quercus segoviensis</i> | 0.04 | 0.365 | 0.708 | 7 | 18 | 11 | 12.405 | 12.581 | 4.67 |
| <i>Quercus skutchii</i> | 0 | 0 | 0.103 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0.77 |
| <i>Viburnum elatum</i> | 0 | 0.074 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2.675 | 0 |
| <i>Viburnum jucundum</i> | 0.018 | 0.05 | 0.054 | 2 | 4 | 1 | 4.51 | 2.264 | 0.392 |
| Total | 0.324 | 2.965 | 16.478 | 56 | 140 | 218 | 100 | 100 | 100 |

| Bosque de Cupressus (BC) | Área basal | | Abundancia | | Valor de importancia relativa | | | | |
|-----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| | Pequeños (m ² /0.1ha) | Medianos(m ² /0.5ha) | Grandes (m ² /1ha) | Pequeños (m ² /0.1ha) | Medianos(m ² /0.5ha) | Grandes (m ² /1ha) | Pequeños (%) | Medianos(%) | Grandes (%) |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 0 | 0.03 | 0.13 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0.39 | 1.16 |
| <i>Cupressus lusitanica</i> | 0.07 | 4.82 | 6.2 | 13 | 239 | 138 | 68.81 | 75.42 | 53.87 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> | 0 | 0.55 | 1.25 | 0 | 23 | 24 | 0 | 7.97 | 10.04 |
| <i>Pinus pseudostrobus</i> | 0.03 | 0.88 | 2.58 | 6 | 45 | 45 | 31.19 | 13.97 | 19.77 |
| <i>Quercus crassifolia</i> | 0 | 0 | 0.15 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1.02 |
| <i>Quercus crispipilis</i> | 0 | 0.07 | 0.79 | 0 | 3 | 9 | 0 | 1 | 5.04 |
| <i>Quercus segoviensis</i> | 0 | 0.04 | 1.3 | 0 | 2 | 12 | 0 | 0.66 | 7.72 |
| <i>Quercus skutchii</i> | 0 | 0.04 | 0.19 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0.59 | 1.38 |
| Total | 0.11 | 6.42 | 12.59 | 19 | 315 | 236 | 100 | 100 | 100 |

| Bosque de Quercus (BQ) | Área basal | | Abundancia | | Valor de importancia relativa | | | | |
|-----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| | Pequeños (m ² /0.1ha) | Medianos(m ² /0.5ha) | Grandes (m ² /1ha) | Pequeños (m ² /0.1ha) | Medianos(m ² /0.5ha) | Grandes (m ² /1ha) | Pequeños (%) | Medianos(%) | Grandes (%) |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 0.01 | 0.19 | 1.16 | 2 | 9 | 17 | 3.04 | 7.11 | 3.72 |
| <i>Buddleja cordata</i> | 0.01 | 0.02 | 0 | 2 | 2 | 0 | 4.42 | 1.21 | 0 |
| <i>Crataegus mexicana</i> | 0.06 | 0.23 | 0.13 | 14 | 14 | 3 | 24.59 | 9.72 | 0.56 |
| <i>Cupressus lusitanica</i> | 0 | 0 | 0.06 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.21 |
| <i>Garrya laurifolia</i> | 0.05 | 0.05 | 0.16 | 12 | 4 | 2 | 20.7 | 2.48 | 0.47 |
| <i>Pinus pseudostrobus</i> | 0 | 0.11 | 17.05 | 1 | 5 | 118 | 1.37 | 4.1 | 37.43 |
| <i>Prunus serotina</i> | 0 | 0.03 | 0.07 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0.89 | 0.22 |
| <i>Quercus crassifolia</i> | 0 | 0.06 | 0.2 | 0 | 4 | 3 | 0 | 2.67 | 0.65 |
| <i>Quercus crispipilis</i> | 0.04 | 0.61 | 7.23 | 7 | 32 | 79 | 14.29 | 23.75 | 19.65 |
| <i>Quercus laurina</i> | 0.01 | 0 | 0.14 | 2 | 0 | 2 | 3.73 | 0 | 0.44 |
| <i>Quercus rugosa</i> | 0.02 | 0.16 | 0.61 | 3 | 12 | 9 | 6.24 | 7.56 | 1.96 |
| <i>Quercus segoviensis</i> | 0.05 | 0.99 | 10.11 | 12 | 55 | 134 | 21.61 | 39.58 | 30.56 |
| <i>Quercus skutchii</i> | 0 | 0.03 | 1.8 | 0 | 1 | 14 | 0 | 0.92 | 4.15 |
| Total | 0.24 | 2.49 | 38.71 | 55 | 139 | 383 | 100 | 100 | 100 |

APÉNDICE 2. Densidad absoluta (DA) y relativa (DR) de plántulas de especies leñosas registradas en los tipos de bosque (en negrita los valores más altos).

| Especie | BS | | BC | | BQ | |
|--------------------------------|-----------|-------|-----------|-------|------------|-------|
| | DA | DR | DA | DR | DA | DR |
| <i>Ageratina ligustrina</i> | 11 | 3.52 | 11 | 9.65 | 1 | 0.36 |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | | | 9 | 7.89 | | |
| <i>Buddleja americana</i> | | | 2 | 1.75 | 3 | 1.07 |
| <i>Cleyera theaoides</i> | 1 | 0.32 | | | | |
| <i>Cornus excelsa</i> | 10 | 3.2 | 18 | 15.79 | 18 | 6.45 |
| <i>Crataegus mexicana</i> | | | 1 | 0.88 | 1 | 0.36 |
| <i>Crossopetalum tonduzii</i> | 4 | 1.28 | | | | |
| <i>Drimys granadensis</i> | 1 | 0.32 | | | | |
| <i>Eupatorium mairetianum</i> | | | 2 | 1.75 | | |
| <i>Garrya laurifolia</i> | 26 | 8.33 | 2 | 1.75 | 7 | 2.5 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> | 16 | 5.13 | 1 | 0.88 | | |
| <i>Pinus pseudostrobus</i> | | | 9 | 7.89 | | |
| <i>Prunus serotina</i> | 42 | 13.46 | 35 | 30.7 | 35 | 12.54 |
| <i>Quercus crassifolia</i> | | | 4 | 3.5 | | |
| <i>Quercus crispipilis</i> | 64 | 20.51 | 8 | 7.02 | 150 | 53.76 |
| <i>Quercus laurina</i> | 10 | 3.2 | | | | |
| <i>Quercus rugosa</i> | 25 | 8.01 | | | | |
| <i>Quercus segoviensis</i> | 21 | 6.73 | 10 | 8.77 | 34 | 12.18 |
| <i>Randia aculeata</i> | 14 | 4.38 | | | | |
| <i>Rapanea juergensenii</i> | 3 | 0.96 | | | | |
| <i>Rhamnus mucronata</i> | 23 | 7.37 | 2 | 1.75 | 1 | 0.36 |
| <i>Saurauia oreophila</i> | 4 | 1.28 | | | | |
| <i>Verbesina perymenioides</i> | 7 | 2.24 | | | | |
| <i>Viburnum acutifolium</i> | 10 | 3.2 | | | 29 | 10.39 |
| <i>Viburnum elatum</i> | 4 | 1.28 | | | | |
| <i>Viburnum jucundum</i> | 16 | 5.13 | | | | |
| Total general | 312 | | 114 | | 279 | |

APÉNDICE 3. Abundancia (Ab) y Área basal (BA, m²/ha) de Tocones (En negrita los valores más altos).

| Especie | BS | | BC | | BQ | |
|-----------------------------|-----------|-------|-----------|------|-----------|-------|
| | Ab | BA | Ab | BA | Ab | BA |
| <i>Arbutus xalapensis</i> | 2 | 0.099 | 8 | 1.33 | 13 | 0.73 |
| <i>Buddleja cordata</i> | - | - | 1 | 0.02 | - | - |
| <i>Cornus excelsa</i> | 3 | 0.036 | - | - | 1 | 0.002 |
| <i>Crataegus mexicana</i> | - | - | 6 | 0.13 | 2 | 0.065 |
| <i>Pinus</i> spp. | 25 | 6.37 | 31 | 1.08 | 13 | 0.44 |
| <i>Quercus</i> spp. | 18 | 0.79 | 37 | 3.49 | 54 | 3.67 |
| <i>Viburnum jucundum</i> | 4 | 0.056 | - | - | - | - |
| <i>Cupressus lusitanica</i> | - | - | 21 | 0.29 | - | - |
| No identificados | 3 | 0.018 | 6 | 0.23 | 1 | 0.003 |
| Total general | 55 | 7.36 | 110 | 6.58 | 84 | 4.92 |

APÉNDICE 4. Abundancia (Ab), Área basal (BA, m²/ha) y Valores de importancia relativa (VIR) de los individuos rebrotados (en paréntesis el error estándar).

| Especie | BS | | | BC | | | BQ | | |
|-----------------------|-----------|-------------------------|-------------|------------|-------------------------|-------------|----------|-------------------------|-------------|
| | AB | BA (m ² /ha) | VIR | AB | BA (m ² /ha) | VIR | AB | BA (m ² /ha) | VIR |
| <i>Q. crassifolia</i> | 3 | 0.02(0.02) | 3.4 (0) | 47 | 0.58(0.08) | 11.43(1.52) | 4 | 0.0047(0) | 10.87(0) |
| <i>Q. crassipes</i> | - | - | - | 1 | 0.0039(0) | 0.1.9(0) | - | - | - |
| <i>Q. crispipilis</i> | 21 | 0.07(0.01) | 15.45(2.1) | 84 | 1.65(0.16) | 24.5(1.97) | 5 | 0.021(0.009) | 16.53(0.08) |
| <i>Q. laurina</i> | 1 | 0.00009(0) | 0.47(0) | - | - | - | - | - | - |
| <i>Q. rugosa</i> | 8 | 0.05(0.005) | 8.4(0.8) | 26 | 1.36(0.25) | 13.12(2.3) | 4 | 0.07(0) | 23.4(0) |
| <i>Q. segoviensis</i> | 76 | 0.46(0.01) | 72.25(13.3) | 138 | 4.0(0.31) | 48.5(2.9) | 6 | 0.03(0.0) | 20.6(0) |
| <i>Q. skutchii</i> | - | - | - | 9 | 0.11(0.01) | 2.1(1.7) | 1 | 0.14(0) | 28.5(0) |
| Total general | 109 | 0.61(0.07) | - | 305 | 7.71(0.24) | - | 20 | 0.26(0.05) | - |

APÉNDICE 5. Índices de Simpson, Inverso de Simpson, Alfa de Fisher y Riqueza Estimada (Jacknife 1 y 2).

| Índice de Simpson (Diversidad) | BS | BC | BQ |
|---|--------------|-----------|------------|
| Plántulas | 0.7 | 0.8 | 0.9 |
| Ind. Pequeños | 0.5 | 0.6 | 0.7 |
| Ind. Medianos | 0.6 | 0.5 | 0.7 |
| Ind. Grandes | 0.5 | 0.6 | 0.7 |
| Inverso de Simpson (Uniformidad) | | | |
| Plántulas | 3.6 | 6.0 | 7.3 |
| Ind. Pequeños | 2.2 | 3.0 | 3.1 |
| Ind. Medianos | 2.7 | 2.2 | 3.5 |
| Ind. Grandes | 2.7 | 2.8 | 3.5 |
| Jack2 | | | |
| Plántulas | 35 | 16.66 | 15.83 |
| Ind. Pequeños | 20.36 | 2 | 10.26 |
| Ind. Medianos | 21.06 | 14.08 | 17.37 |
| Ind. Grandes | 21.36 | 11.67 | 11.56 |
| Jack1 | | | |
| Plántulas | 31.33 | 15 | 14 |
| Ind. Pequeños | 18.5 | 2 | 10.8 |
| Ind. Medianos | 18.4 | 11.6 | 15.6 |
| Ind. Grandes | 19.5 | 10.7 | 12.9 |