



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
POSGRADO EN GEOGRAFÍA

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental

“MANEJO FORESTAL Y DIVERSIDAD
ARBÓREA: EFECTOS DEL
APROVECHAMIENTO FORESTAL EN
LA RESERVA DE LA MARIPOSA
MONARCA, MÉXICO”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTOR EN GEOGRAFÍA

P R E S E N T A

JOSÉ LUIS NAVARRETE PÉREZ NEGRÓN

DIRECTORA DE TESIS:

Dra. María Isabel Ramírez Ramírez

COMITÉ TUTORAL:

Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup

Dr. Ángel Guadalupe Priego Santander

REVISORES:

Dra. María Luisa España Boquera

Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero

MORELIA, MICHOACÁN

JUNIO, 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIA

A mi Madre Rosa María Pérez Negrón Campuzano y a mi Padre José Luis Navarrete Melchor, por su amor eterno e incondicional apoyo...

A María del Rocío Serrano Vieyra †, por hacerme pasar tantos ratos agradables, tus consejos, tu afecto, tu cariño, y darme ánimos cuando me desesperaba... Siempre estarás con nosotros...

...al amor de mi vida... Nidia Lizbeth Mier Serrano... gracias por tu amor, tu amistad y tu apoyo incondicional...

A mis hermanas, Sughey e Ivette Navarrete Pérez Negrón, por su cariño y apoyo en todo momento...

A mis viejos, Luis Navarrete Balderas † y Margarita Melchor Arellano †, por su amor, su ternura, por su ejemplo, tenacidad y temple de Hierro en todo momento...

A mis tíos, José Guadalupe Pérez Negrón Campuzano † y Daniel Navarro †, por sus muestras de admiración no merecida, y su afecto y cariño hacia mi persona...

... y al más grande de todos los Maestros y guías que he tenido y tendré...

...Ni seáis llamados maestros; porque uno es vuestro Maestro, el Cristo.
Mat. 23:10.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada durante mis estudios de posgrado y que hicieron posible la realización de esta tesis.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme permitido ser parte de ella, y haberme formado en esta etapa de mi vida; llevaré por siempre sus colores en el corazón.

Al apoyo financiero proporcionado por el proyecto PAPIIT-UNAM IN114707.

Al M. en C. Gonzalo Cortez Jaramillo por haberme puesto en el camino de la ciencia.

A los Doctores Alejandro Velázquez Montes y Gerardo Bocco Verdinelli por su amabilidad, apoyo y motivación para continuar con mi superación académica.

A mi directora de tesis, la Dra. María Isabel Ramírez Ramírez, por su amistad, sus sabios consejos, enseñanzas, correcciones, sugerencias y apoyo económico para llevar a acabo la realización de esta Tesis.

Al Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup como parte de mi comité tutorial y del jurado examinador por su amistad, sugerencias y comentarios de éste trabajo y por su apoyo.

Al Dr. Ángel Guadalupe Priego Santander, como parte de mi comité tutorial y del jurado examinador por su amistad, apoyo, sugerencias y comentarios de éste trabajo.

A la Dra. María Luisa España Boquera, como parte del jurado examinador por sus sugerencias, apoyo, e importantes comentarios a la presente Tesis.

Al Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero, como parte del jurado examinador por sus sugerencias, apoyo, e importantes comentarios al presente trabajo de tesis.

A mis amigos: Silvia Pérez Ramírez, Angélica García Murillo, Laura Altamirano Báez, Miriam Icela Alvarado Flores, Luis Giovanni Ramírez Sánchez, Jesús Arturo Muñiz Jauregui y Jorge Edgar Barajas Rodríguez, por su valiosa ayuda en la toma de datos de campo.

A mi gran amigo Armando Medrano Macias, por su invaluable ayuda, hospitalidad y compañía en todos los trabajos de campo.

A la SEMARNAT-Michoacán por la información oficial otorgada sobre los predios de la RBMM particularmente al Fis. Mat. Fermín Duran Morales del Departamento de Estadística e información Ambiental, y al Lic. Eduardo Ríos Patrón de la Unidad de Planeación y Política ambiental.

A los Ingenieros Forestales, Jacinto Méndez Morales, Mario Mendoza Anguiano y Javier Mas Porras, por sus importantes comentarios, opiniones y sugerencias en los aspectos técnicos forestales a lo largo del desarrollo del presente trabajo.

Un agradecimiento especial a todos los dueños de los ejidos y comunidades visitadas de la reserva por su amabilidad y hospitalidad.

A la Dirección de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca por facilitarnos el trabajo de campo e información.

A los revisores anónimos del manuscrito por sus muy atinadas observaciones.

A los Doctores Margaret Skutsch, Jordi Honey-Rosés por la revisión, observaciones y sugerencias al presente trabajo.

A mis compañeros y amigos:

Silvia Pérez, Angélica García, Tzitziki García, Rocío Aguirre, Alejandra Acosta, Jackie Mathews, Yameli Aguilar, Guadalupe Álvarez, Giovanni Ramírez, Arturo Muñiz, Néstor Corona, Carlos Pacheco, Rodolfo Ruiz, Daniel Iura, Nubia Cortés, Juan Pulido, Juan Carlos Ledezma, por todos los agradables ratos y vivencias que compartimos juntos, por sus ocurrencias, apoyo, compañía y amistad, mil gracias!!!

Así mismo a todos y cada uno de mis compañeros del CIGA que me faltan por mencionar y a toda su planta de Investigadores y trabajadores por todos sus consejos, enseñanzas y amistad, también mil gracias!!!

ÍNDICE

RESUMEN GENERAL	3
INTRODUCCIÓN	7
Los bosques y el manejo forestal	7
Tipos o métodos de manejo forestal en el mundo	8
Sistemas de manejo coetáneos.....	8
Sistemas de manejo incoetáneos.....	11
Importancia de la diversidad y efectos de la perturbación	12
Manejo forestal en Áreas Naturales Protegidas	14
El manejo forestal en México	15
Manejo forestal en Michoacán	17
Manejo forestal en la RBMM.....	18
Área de estudio	20
Objetivos e hipótesis	23
Referencias.....	24
 CAPÍTULO I	
MANEJO FORESTAL EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS: EVALUACIÓN ESPACIAL EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA, MICHOACÁN, MÉXICO	
30	
RESUMEN	30
1. INTRODUCCIÓN	32
2. ÁREA DE ESTUDIO	36
3. MATERIALES Y MÉTODOS	38
3.1. Identificación y digitalización de predios con PMF dentro de la RBMM	38
3.2. Vegetación y cubiertas de uso del suelo	39
3.3. Comparación de bosque denso de predios con y sin PMF	40
3.4. Procesos de cambio entre predios con y sin PMF	41
4. RESULTADOS	43
4.1. Identificación de predios con PMF dentro de la RBMM	43
4.2. Bosque denso en predios con y sin PMF	43
4.2.1. Predios con PMF.....	44
4.2.2. Predios sin PMF	46
4.3. Procesos de cambio entre predios con y sin PMF	47
4.3.1. Predios con PMF.....	47
4.3.2. Predios sin PMF	51

5. DISCUSIÓN.....	51
Agradecimientos	55
Referencias.....	55
ANEXOS.....	61

CAPÍTULO II

EFFECTOS DEL MANEJO FORESTAL EN LA ESTRUCTURA Y RIQUEZA DE ESPECIES ARBÓREAS	63
---	-----------

RESUMEN.....	63
---------------------	-----------

1. INTRODUCCIÓN	65
------------------------------	-----------

2. ÁREA DE ESTUDIO	68
---------------------------------	-----------

3. MÉTODO DE MUESTREO	70
------------------------------------	-----------

3.1. Inventario forestal y diseño de muestreo	70
--	-----------

3.2. Análisis	72
----------------------------	-----------

4. RESULTADOS.....	73
---------------------------	-----------

4.1. Riqueza de especies arbóreas	73
--	-----------

4.2. Abundancia de especies arbóreas con altura igual o mayor de 1.5m de las asociaciones dominantes	73
---	-----------

4.2.1. Asociación <i>Pinus</i>	73
--------------------------------------	----

4.2.2. Asociación <i>Abies</i>	74
--------------------------------------	----

4.3. Renuevo	76
---------------------------	-----------

4.3.1. Renuevo Coníferas	76
--------------------------------	----

4.3.2. Renuevo Latifoliadas.....	77
----------------------------------	----

4.4. Brinzales.....	78
----------------------------	-----------

4.4.1. Brinzales de latifoliadas	78
--	----

4.4.2. Brinzales de coníferas.....	78
------------------------------------	----

4.5. Área Basal	79
------------------------------	-----------

4.5.1 Área Basal de Coníferas	79
-------------------------------------	----

4.5.2 Área Basal de Latifoliadas	80
--	----

5. DISCUSIÓN.....	83
--------------------------	-----------

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	90
---	-----------

Agradecimientos	91
-----------------------	----

Referencias.....	92
------------------	----

ANEXOS.....	99
--------------------	-----------

CONCLUSIONES GENERALES	100
-------------------------------------	------------

“MANEJO FORESTAL Y DIVERSIDAD ARBÓREA: EFECTOS DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL EN LA RESERVA DE LA MARIPOSA MONARCA, MÉXICO”

RESUMEN GENERAL

Uno de los mayores problemas a los que se enfrenta la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (RBMM) es el uso desmedido de sus recursos forestales, concretamente, la tala ilegal, el manejo inadecuado de sus bosques y en menor medida los cambios en el uso del suelo, tales como la conversión a ganadería y a cultivos agrícolas (Ramírez et al., 2003; Merino y Hernández, 2004; Ramírez et al. 2007; Honey-Rosés, 2009).

En este sentido, el manejo forestal puede ser una importante fuente de ingresos y una opción viable tanto económica como ambiental, para los pobladores de la RBMM. Por tal razón es fundamental conocer qué predios dentro de la reserva cuentan con planes o programas de manejo forestal (PMF), cómo ha influido su aplicación a lo largo del tiempo en la conservación de la cubierta boscosa, y qué efectos ecológicos ha tenido en la diversidad, composición y estructura de especies arbóreas. Esto nos permite detectar problemas oportunamente, emitir recomendaciones y mejorar algunas prácticas de manejo forestal para su correcta aplicación.

El presente trabajo se divide en dos capítulos, el primero tiene por objetivo identificar la efectividad del manejo forestal para conservar la cubierta boscosa dentro de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM):

Dependiendo de la particular situación sociopolítica de un país o región, así como el grado de dependencia que una población tiene en sus recursos forestales, tanto el manejo forestal como las Áreas Naturales Protegidas (ANP), pueden servir como políticas efectivas para proteger áreas forestales de gran importancia a largo plazo. Las Reservas de la Biósfera (RB), donde el manejo forestal esta permitido en zonas de amortiguamiento y completamente restringido en zonas núcleo, son una importante categoría en este sentido. Las RB son de especial importancia en países

en desarrollo donde todavía existe un alto grado de dependencia en sus recursos naturales como fuente de subsistencia.

En el presente trabajo analizamos la efectividad de los Programas de Manejo Forestal (PMF) para conservar la cubierta boscosa de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), comparando sus áreas de corta autorizadas contra aquellas zonas sin PMF, en su porción correspondiente al estado de Michoacán, en México. Ésta reserva, fundamental para preservar el fenómeno migratorio de dicha mariposa, ha sido fuertemente afectada por diversos procesos de deterioro de sus recursos forestales, ocasionados principalmente por la tala, tanto legal como ilegal.

Se recopilaron datos de los permisos de extracción forestal de 1993 a 2006 y se digitalizaron espacialmente las anualidades de manejo forestal en los predios de la RBMM. A partir de la delimitación de esas anualidades, analizamos los procesos de cambio en las cubiertas forestales en ese mismo periodo. Realizamos comparaciones, tanto estadísticas como espaciales, de las tasas de pérdida de bosque denso y de otros procesos de cambio (positivos y negativos) entre predios con y sin PMF.

Considerando solo el bosque denso, el análisis estadístico señala que no hay diferencias significativas entre las tasas de pérdida de bosque denso entre predios con y sin PMF. Así mismo, si analizamos otros procesos de cambio como recuperación y revegetación de la cubierta boscosa, en los que se incluye tanto al bosque denso como al bosque abierto, tampoco encontramos diferencias (en todo el bosque, incluido el bosque denso). No obstante, la deforestación debida al cambio en el uso del suelo, fue significativamente mayor en propiedades carentes de PMF, aunque ese proceso sólo se dio en áreas relativamente pequeñas. El análisis espacial muestra claramente donde se concentran los disturbios en el bosque, los cuales son principalmente causados por tala ilegal y por un manejo inadecuado (extracción de madera fuera del periodo autorizado, y fragmentación del bosque debido a una elevada parcelización de tierras comunales). Los resultados muestran que la perturbación total observada de 1993 a 2006 (5,239 ha) es explicada en un 61% por la tala ilegal, el 33% por extracciones extemporáneas y solamente el 6%

por el manejo forestal autorizado. De tal manera que se puede afirmar que los PMF son una opción efectiva para mantener la cubierta forestal en la reserva.

La metodología usada en el presente análisis puede ser una efectiva y accesible herramienta de monitoreo, la cual puede ser usada por las dependencias y autoridades encargadas del manejo forestal para supervisar la estricta aplicación de las licencias de manejo, y para dar soporte en la toma de decisiones para renovar, rediseñar o cancelar los permisos de extracción y manejo forestal.

El segundo capítulo tiene como objetivo identificar los efectos post cosecha del manejo forestal en la diversidad y estructura arbórea dentro de los bosques de la reserva.

Está ampliamente documentado que el aprovechamiento forestal maderable, puede resultar en modificaciones en la composición y estructura de los bosques. En este sentido, existen tres escenarios posibles como resultado del aprovechamiento forestal: aumentar, reducir o mantener sin cambios a la diversidad y estructura de la comunidad arbórea de una localidad. En el caso del primer escenario, se ha documentado que la extracción forestal puede aumentar la diversidad arbórea al facilitar el establecimiento de especies pioneras, típicas de las fases tempranas de la sucesión secundaria, como es el caso de distintos tipos de latifoliadas. Para el segundo escenario cuando el aprovechamiento forestal maderable está dirigido a la extracción de solo una o algunas pocas especies de interés económico, puede provocar una disminución en el total de especies arbóreas, disminuyendo consecuentemente la diversidad de árboles, transformando algunos bosques en monocultivos forestales, al eliminar especies que no son de interés comercial para el silvicultor. Un escenario ideal, sería aquel en el cual no hay una modificación significativa de la diversidad y estructura del bosque, luego de un aprovechamiento forestal maderable.

En el presente trabajo evaluamos los efectos post cosecha del manejo forestal, en la diversidad y estructura arbórea dentro de los bosques de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), en su porción correspondiente al estado de Michoacán, en México. Para lo anterior, identificamos aquellos predios bajo PMF

que estaban mejor conservados en su cubierta boscosa, y evaluamos, en sitios de las asociaciones forestales de *Pinus-Quercus* y bosque de *Abies*, si la riqueza de especies arbóreas estaba relacionada con la edad desde el último aprovechamiento forestal. Concretamente, las variables de respuesta analizadas incluyeron: riqueza de especies arbóreas, abundancia de individuos por especie, número de renuevo y brinzales, tanto de coníferas como de latifoliadas, y finalmente el área basal de coníferas y latifoliadas ≥ 1.5 m de altura. Los resultados mostraron que la riqueza de especies de árboles es más alta en los bosques de *Pinus-Quercus* que los de *Abies* y no hubo ningún efecto de la edad de manejo de los sitios, ni se encontró una correlación entre la abundancia relativa de los géneros *Pinus* y *Abies* como especies dominantes y la edad desde la última extracción forestal. Sin embargo, se observó un valor de abundancia relativa para *Abies* del 80% y para los *Pinus* del 41%.

Los bosques de *Pinus-Quercus* presentan un mayor número de latifoliadas en las variables de: renuevo, brinzales y área basal, comparativamente con los bosques de *Abies*. Finalmente se encontró una correlación significativa para los brinzales y el área basal de *Abies religiosa*, ya que conforme aumenta la edad desde la última extracción forestal en estos sitios, encontramos una menor cantidad de brinzales pero una mayor cantidad de área basal en árboles ≥ 1.5 m de altura.

Se puede afirmar que las prácticas de manejo forestal en la RBMM no han afectado de manera significativa a los bosques de *Abies*, que han demostrado ser más resilientes y compatibles con el tipo de manejo aplicado a lo largo del tiempo; y dichas prácticas de manejo, tampoco afectan de manera significativa a la mayoría de las variables estudiadas del género *Pinus* spp. la baja abundancia relativa para este género, es comparable al resto de los bosques del país.

INTRODUCCIÓN

Los bosques y el manejo forestal

Los bosques son fundamentales para el bienestar de la humanidad. Constituyen el sustento de la vida en el planeta a través de sus funciones ecológicas, de regulación del clima y de los recursos hídricos, sirviendo además de hábitat a plantas y animales. Los bosques también proporcionan una amplia gama de bienes esenciales tales como la madera, alimentos, forraje y medicinas, dando además oportunidades para la recreación, el bienestar espiritual y otros servicios (F.A.O., 2005).

La FAO (2005) define a la ordenación o el manejo forestal como un método de planificación e implementación de la gestión y uso del bosque y otras tierras boscosas para conseguir objetivos ambientales, económicos, sociales o culturales específicos. El Manejo Forestal (M.F.) implica la planificación de la producción de madera para fines comerciales, así como satisfacer las necesidades locales de leña, postes, alimentos, forraje y otros propósitos. Incluye la protección o la anulación de las áreas a ser manejadas como reserva de plantas o animales silvestres o con fines recreativos o ambientales. El M.F. se ocupa de garantizar que la conversión de tierras forestales para la agricultura y otros usos se haga adecuadamente de una manera planificada y controlada. También abarca la regeneración de los terrenos baldíos y bosques degradados, la integración de árboles en el paisaje agrícola y la promoción de la agroforestería. Es una tarea multidisciplinaria que requiere la colaboración entre los organismos gubernamentales, organizaciones no gubernamentales (ONG) y, sobre todo, la gente, especialmente la población rural. Se aplica a nivel local, nacional, regional y mundial (FAO, 1993).

Por su parte la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, de México (LGDFS, 2003) define al manejo forestal como el proceso que comprende el conjunto de acciones y procedimientos que tienen por objeto la ordenación, el cultivo, la protección, la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los recursos forestales de un ecosistema forestal, considerando los principios ecológicos

respetando la integralidad funcional e interdependencia de recursos, sin que merme la capacidad productiva de los ecosistemas y recursos existentes en la misma.

Pérez–Salicrup (2005) define el manejo forestal como una actividad que incorpora las prácticas de conservación, aprovechamiento y restauración de ecosistemas naturales o tipos de vegetación originales, de los cuales se extraen productos, servicios o beneficios ecosistémicos.

Según la FAO (2010), en la actualidad la superficie forestal mundial se estima en poco más de 4 mil millones de ha, que comprenden alrededor del 31% de la superficie terrestre de nuestro planeta. De la superficie total con vocación forestal a nivel mundial, alrededor del 30% se utilizan para la producción de productos maderables y no maderables, el 8% para la protección, 12% para la conservación, 24% para usos múltiples, 4% servicios sociales, 7% otros y 15% desconocido. Alrededor del 40% de los bosques del mundo (1600 millones de ha) se encuentran bajo un plan de ordenación o manejo de sus recursos (FAO, 2010), aunque esta última cifra no se desprende de la suma de las anteriores.

Tipos o métodos de manejo forestal en el mundo

En la actualidad cada país con recursos forestales, cuenta con sus propios métodos de ordenación o manejo forestal, adaptados a sus condiciones particulares, sociales, geográficas y ambientales. Sin embargo, en todos los países del mundo, los métodos de tratamientos silvícolas tienen como finalidad principal garantizar la regeneración del bosque luego de las cortas de aprovechamiento. Estos métodos se concentran en 2 tipos principales: Sistemas de manejo coetáneo y sistemas de manejo incoetáneos (Franklin et al., 1997).

Sistemas de manejo coetáneos

En los sistemas de manejo coetáneo, el objetivo principal, es garantizar la regeneración de la especie de interés y obtener después de la corta, masas forestales de una misma edad, altura y diámetro. Estos métodos son los más redituables desde el punto de vista económico ya que la extracción, apertura de

caminos, actividades silvícolas y logística en general, se concentran en una sola área lo que disminuye los costos y deja una mayor ganancia debido a que una mayor cantidad de volumen se extrae en una sola intervención. Sin embargo, desde el punto de vista ambiental, presentan varias desventajas si no hay un correcto monitoreo post cosecha. Esas potenciales desventajas son:

- Un aumento en la erosión, particularmente en terrenos accidentados, debido a la remoción casi total o total del arbolado (árboles padres o semilleros, y cortas a matarrasa), dejando el suelo más desprotegido al extraer los árboles y más expuesto al viento y lluvia.
- Se afecta la diversidad, composición y estructura natural del bosque. Al remover todos los árboles, las labores silvícolas de regeneración se concentran generalmente en permitir el establecimiento de aquellas especies de interés comercial, dejando de lado el resto de especies que componían la masa original. Como resultado hay clases uniformes de edad, especie, diámetro y altura. La regeneración natural es solo para especies intolerantes a la sombra, con el riesgo de que se establezcan especies invasoras y reemplacen a la vegetación original si no hay un adecuado monitoreo y labores de mantenimiento post cosecha.
- Existe un mayor riesgo de plagas e incendios forestales, debido a la gran cantidad de residuos orgánicos dejados en el sitio y a la desecación de la biomasa por quedar más expuesta al sol.
- En el caso de regeneración por árboles padres, al estar éstos aislados, quedan más expuestos a fuertes vientos, rayos, plagas y enfermedades.

Existen 3 principales sistemas de cortas de regeneración coetáneas y son: Cortas de árboles padres (Seed-tree), Cortas a matarrasa (Clearcut), y Cortas Sucesivas (Shelterwood) (Padilla, 1987; Franklin et al., 1997).

En el primer método se hace la extracción de todo el arbolado, con la excepción de los árboles que están destinados a repoblar el área de corta a través

de sus semillas. Presenta 2 variantes, ya que puede implementarse por medio de árboles semilleros individuales o en grupos, con una densidad de entre 15 a 50 árboles por ha o grupos de entre 4 a 6 árboles, separados a una distancia igual a la altura de los árboles dejados en pié.

El método de cortas a matarrasa consiste en la remoción total de los árboles del sitio en una sola corta. La regeneración natural se realiza con semillas de áreas vecinas, del banco de semillas en el mismo predio, o mediante una reforestación.

El método de cortas sucesivas consiste en la remoción gradual del arbolado maduro, en una serie de cortas con el objetivo de brindar protección al arbolado joven contra factores climáticos. En la primer corta se prepararan los árboles que han de ser productores de semillas, posteriormente se aplica otra corta que garantice la germinación de la semilla, y cortas posteriores que permitan la entrada de luz y desarrollo del renuevo de plántulas en el rodal. Finalmente se realizan cortas de liberación del arbolado coetáneo extrayendo los árboles dominantes.

Este tipo de sistemas de manejo son empleados principalmente en ecosistemas de bosques templados (Norteamérica y Europa principalmente), debido a que la diversidad de especies maderables no es muy grande y el aprovechamiento se puede concentrar en las especies más abundantes (principalmente coníferas). Además, las especies de interés suelen ser heliófilas, por lo que se necesita una adecuada disponibilidad lumínica. Sin embargo también es aplicado con algunas modificaciones en bosques tropicales de Asia y África (Cortas Sucesivas) aunque con resultados ecológicos y de producción poco favorables. Esto se debe a que el objetivo de todos los anteriores métodos es generar masas de especies, edades, diámetros y alturas uniformes, lo que se contrapone a la enorme diversidad y heterogeneidad de condiciones típicas de los bosques tropicales, que contienen una mezcla compleja de especies con diferentes necesidades silvícolas a las cuales este tipo de métodos no toman en consideración por ser necesidades muy particulares de cada especie (Lowe, 1978; Iida y Nakashizuka, 1995; Franklin et al., 1997; Ofosu-Asiedu, 1997; Jenkins y Parker, 1998; Battles et al., 2001; Widenfalk y Weslien, 2009).

Sistemas de manejo incoetáneos

En los sistemas de manejo incoetáneos, el objetivo principal es garantizar la regeneración natural del bosque conservando la composición y estructura natural del mismo, removiendo aquellos árboles que ya han llegado a su madurez, y de esta manera al finalizar el ciclo de corta obtener un bosque normal con todas las clases de edad, altura y diámetro posibles. Estos métodos no son los más redituables a corto plazo comparándolos con los sistemas de manejo coetáneos, ya que la extracción es selectiva, y el volumen de madera extraída no es muy grande, y generalmente es repartido a lo largo de un ciclo de corta. Sin embargo, desde el punto de vista ambiental, puede presentar varias ventajas, ya que el impacto por erosión al suelo generalmente se reduce al no extraer todo el arbolado, hay una constante protección contra los elementos climáticos como vientos, heladas, plagas, etc. Al no remover todo el arbolado, y si se aplica correctamente, se afecta muy poco la diversidad, composición y estructura natural del bosque. Por lo tanto, brindan la posibilidad de un volumen aprovechable de manera constante, así como también, una regeneración continua y con un impacto visual más estético que los métodos intensivos coetáneos.

Existe principalmente un método de cortas de regeneración incoetáneas y es el método de Cortas selectivas (Selection cuts), el cual consiste en la remoción del arbolado maduro tanto individual como en grupos, en 2 principales etapas de aplicación; en la primer etapa se selecciona para su extracción el arbolado en mal estado como son, árboles suprimidos, dominados, muertos en pie, deformes, despuntados, quemados por rayos, enfermos, etc. En una segunda etapa se realiza el aprovechamiento de árboles que han llegado a su turno silvícola o biológico, es decir, árboles con diámetros que se ajustan a un determinado fin de aprovechamiento comercial o bien árboles muy antiguos (Padilla, 1987; Franklin et al., 1997).

Este tipo de sistema debido a las ventajas ecológicas que presenta, está siendo cada vez más aplicado tanto en América del norte (incluido México), como en Europa, principalmente para el manejo de bosques templados, y en Sudamérica, África y Asia, principalmente en bosques tropicales. En estos últimos, el sistema de

cortas de selección es el más aplicado debido a la gran cantidad de diversidad arbórea presente en las selvas (Padilla, 1987; Franklin et al., 1997; Ofosu-Asiedu, 1997; Bawa, 1998; Barreto et al., 1998; Jenkins y Parker, 1998; Battles et al., 2001; Torras y Saura, 2008; Falk et al., 2008).

Importancia de la diversidad y efectos de la perturbación

La conservación de la diversidad biológica, es uno de los principales objetivos de la silvicultura ecológica sustentable (Lindenmayer et al., 2000). Se entiende por biodiversidad, “la diversidad o variedad biológica, como resultado de un complejo e irreplicable proceso evolutivo” (Moreno, 2001. p: 6).

“La biodiversidad es la variación que existe no solo entre las especies de plantas, animales, microorganismos y otras formas de vida del planeta, sino también dentro de una misma especie, como diversidad genética, y a nivel de los ecosistemas, donde las especies interactúan entre ellas y con el medio físico” (UNEP-SCDB, 2010. p:23).

La biodiversidad provee muchos servicios ecológicos. En sistemas agrícolas, la biodiversidad desempeña servicios ecosistémicos y otros como la producción de alimentos, fibras y combustibles (Altieri, 1999). Otros ejemplos incluyen el reciclaje de nutrientes (Tilman, 2000), el control del microclima local, la regulación de procesos hidrológicos locales, la regulación de la abundancia de organismos indeseables, y la desintoxicación de químicos nocivos (Altieri, 1999).

Una baja diversidad en plantas conduce a índices más grandes de pérdida de nutrientes del suelo a través de procesos de percolación, lo cual finalmente puede disminuir la fertilidad del suelo, disminuyendo la productividad de las plantas (Tilman, 2000).

Bengtsson et al., (2000) mencionan que “uno de los principales argumentos ecológicos para preservar la biodiversidad es que las pérdidas de diversidad pueden dañar los procesos de soporte de la vida que los humanos necesitan, como las funciones de los ecosistemas como productividad primaria, captura de carbono,

retención de agua y provisión de agua limpia”. También la eventual pérdida de la diversidad trae como consecuencia que muchas especies de plantas y animales con potencial biomédico se pierdan incluso antes de haber sido descubiertas (Ostfeld y Keesing, 2000; Chapin et al., 2000). Algunos estudios sugieren que bosques más diversos pueden ser más resistentes a perturbaciones (como plagas) y más resilientes que aquellos con una menor diversidad (Bengtsson et al., 2000). La diversidad puede también implicar estabilidad ecológica, como la productividad y la resistencia a una perturbación o invasión (Elton, 1958 in Tilman, 1996; Tilman, 1996, Enkerlin y Correa, 1997; Chapin et al., 2000; Purvis y Hector 2000). Por lo tanto mantener la diversidad puede ser necesario para la sustentabilidad a largo plazo; la biodiversidad es una medida directa de la sostenibilidad de un ecosistema bajo explotación (Enkerlin y Correa, 1997).

La conservación de la biodiversidad tiene un alto valor económico, ya que su potencial genético puede ser importante para el fitomejoramiento agronómico de otras especies (Chapin et al., 2000). Su importancia de especies con usos medicinales (Simpson et al., 1996; Enkerlin y Correa, 1997) ya que 40% de las medicinas usadas en la actualidad proviene en forma directa de alguna planta o animal (Enkerlin y Correa, 1997). Además (Ostfeld y Keesing, (2000) afirman que una mayor biodiversidad reduce los riesgos de contagios de enfermedades zoonóticas, como lo muestran en su estudio sobre biodiversidad y riesgo de contagio por la enfermedad de Lyme.

En los últimos tiempos los estudios sobre diversidad biológica se han vuelto muy relevantes para la toma de decisiones en política ambiental (Bengtsson et al., 2000). Chapin et al. (2000) afirman que los cambios en la diversidad pueden reducir directamente las fuentes de alimentos, combustibles, materiales estructurales, medicinales o recursos genéticos. Estos cambios pueden también alterar la abundancia de otras especies que controlan los procesos ecosistémicos, llevando a cambios en la composición de la comunidad y vulnerabilidad a la invasión. La introducción de especies exóticas o cambios en la composición de la comunidad pueden afectar los bienes y servicios de los ecosistemas reduciendo directamente la abundancia de especies útiles (por depredación o competencia), o alterando los controles en los procesos críticos de los ecosistemas.

Por lo anterior, la estructura de una masa forestal puede ser utilizada en muchos casos como un indicador de la biodiversidad (del Río et al., 2003). La clasificación de la estructura de un rodal, debe estar basada en el rango y la forma de la distribución de los árboles (Lähde et al., 1999).

En áreas bajo manejo forestal, se ha encontrado que la silvicultura modifica la estructura de los bosques, por esta razón la medición y el conocimiento de la dinámica de dicha estructura, puede aportar elementos que contribuyan al manejo sustentable de los bosques (del Río et al., 2003; Montes et al., 2005; Solís et al., 2006; Castellanos-Bolaños et al., 2008).

Todo lo anterior pone de manifiesto la importancia de conocer cuáles son los efectos, tanto positivos como negativos del manejo forestal en la diversidad y estructura de los bosques. En el caso particular de este estudio, se analizan los efectos que tienen los PMF en la diversidad arbórea en la RBMM, esto debido a que todos los PMF aplicados en esta reserva son del tipo maderable, y solamente se extraen los árboles (SEMARNAT, 2010).

Manejo forestal en Áreas Naturales Protegidas

La Comisión Mundial en Áreas Protegidas (WCPA, 2006), define las áreas protegidas como: “un área de tierra y/o mar especialmente dedicada a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, y de los recursos naturales y culturales asociados y manejados legalmente o a través de otros medios efectivos”.

En la actualidad, todas las reservas de la biosfera se encuentran conformadas por zonas núcleo, rodeadas de zonas de amortiguamiento. En estas últimas, el manejo sustentable de sus recursos está permitido bajo los lineamientos y reglas operativas de cada país (UNESCO, 1974).

El decretar grandes porciones de territorio como parques nacionales, puede ser conveniente desde el punto de vista conservacionista, pero simplemente puede ser poco factible para la mayoría de los países. Cualquier país que se auto limite

exclusivamente a proteger áreas con vocación de parque nacional, se verá condenado a tener áreas protegidas muy pequeñas o simples zonas sin alternativas productivas (Mackinnon, et al., 1990).

En áreas donde la tala selectiva es combinada con la práctica de dejar bloques intactos de bosque natural como bancos de semillas, la silvicultura puede ser desempeñada de una manera sostenida y provechosa y servir como una función importante de conservación natural (Mackinnon, et al., 1990).

Nadal (2003) afirma que si la gente dentro y fuera de un área natural protegida, carece de adecuadas alternativas económicas, lo más probable es que sus estrategias de sobrevivencia amenacen los recursos dentro de las áreas protegidas.

Una opción factible, tanto económica como ambiental para aliviar el uso descontrolado de los recursos forestales dentro de la RBMM, son los programas de manejo forestal.

El manejo forestal en México

México cuenta con alrededor de 64 millones de ha de bosques de clima templado y selvas, que comprenden aproximadamente el 33% de la superficie total del país (1,964,375 ha). Adicionalmente cuenta con 56 millones de ha (28.5%) de zonas áridas y 7.5 millones de ha (3.9%) de vegetación halófila, hidrófila y de áreas forestales perturbadas, aportando un total 65.4% de la superficie continental del país (FAO, 2004; CCMSS, 2006; INEGI, 2009).

El Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS, 2011) afirma que actualmente poco más de 7 millones de ha forestales cuentan con un Programa de Manejo Forestal vigente; mientras que la FAO (2004) afirma que alrededor de 8.6 millones de ha, que equivalen al 15.1% de la superficie total arbolada del país, se encuentran bajo algún plan de ordenación o manejo de sus recursos forestales.

Las primeras aproximaciones al manejo de los bosques en México, iniciaron durante la colonia; los españoles comenzaron a preocuparse por recuperar las áreas desmontadas, e iniciaron la implementación de algunas plantaciones. Estos desmontes se debían a la apertura de áreas para la minería principalmente, y para otras actividades como la agricultura y la ganadería (Carrillo, 1991).

Para el año de 1926 se decretó en México la primera Ley Forestal, impulsada por Miguel Ángel de Quevedo, jefe del Departamento Forestal y de Caza y Pesca, durante el gobierno de Plutarco Elías Calles (1924-1928). A partir de entonces y bajo las subsecuentes leyes forestales (1942, 1947, 1960, 1986, 1992, y 2003), comenzó la historia moderna del manejo forestal en México, por parte de ejidos y comunidades, iniciando desde la década de 1930. Durante la presidencia de Lázaro Cárdenas (1934-1940), la política forestal fue el aprovechamiento de extensas superficies forestales realizado por parte de las propias comunidades y poseedores del bosque a través de cooperativas constituidas por ellos mismos. Se procuró que esta extracción se hiciera bajo la dirección del estado y no por intermediarios que en su gran mayoría cometían abusos e injusticias en contra de los poseedores del bosque (Merino, 2004; Barton y Merino, 2005; Cedeño y Pérez-Salicrup, 2005).

Al término de la administración de Lázaro Cárdenas, Manuel Ávila Camacho, quien llegó al poder en 1940, clausuró la promoción de cooperativas forestales. Durante el siguiente periodo de 30 años prosiguieron en los bosques del país una serie de políticas de industrialización de la explotación forestal dando concesiones a empresas forestales industriales. Se obligó a las comunidades forestales a venderle exclusivamente a esa industria, la cual aportaba a las comunidades una mínima cuota establecida por el estado llamada “derecho de monte”. Esta cuota representaba cerca del 5% del valor final de la producción, mientras que los contratistas por lo regular obtenían beneficios mayores al 50% debido al bajo valor de la materia prima (Barton y Merino, 2005). En 1944 nace el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM), en respuesta a las directrices de la Secretaría de Agricultura que sugerían la utilización del concepto del “interés compuesto” para representar el crecimiento de las masas forestales (SEMARNAP, 1998). A principios de la década de 1940 se comenzaron a imponer vedas y restricciones a la

explotación forestal a lo largo del territorio y no fue sino hasta la década de 1970 que estas restricciones perdieron fuerza (Merino, 2004; Barton y Merino, 2005).

En los setentas se crea el Fondo Nacional de Fomento Ejidal (FONAFE) que era un fondo destinado para el desarrollo rural integrando empresas forestales comunitarias para abastecer a las empresas forestales paraestatales. De 1974 a 1986 se crea la Dirección General de Desarrollo Forestal (DGDF) que promovió el levantamiento de vedas forestales, comenzando a introducir en el estado de Puebla el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), como un sistema de extracción intensiva.

A principios de 1980 las nuevas políticas en materia forestal comenzaban a impulsar que los ejidos y comunidades forestales eliminaran las intermediaciones, para que los dueños y poseedores del bosque trabajaran y se beneficiaran directamente de sus propios recursos. Posteriormente, a principios de 1990, se aceleró la implantación de programas de desregulación y descentralización del sector rural y la promoción de plantaciones forestales.

En la segunda mitad de los noventas, durante la gestión de Ernesto Zedillo (1994-2000), todas las instancias relacionadas con el medio ambiente se agruparon en una sola: La Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). Esto dio origen a 2 nuevos programas: Programa de Apoyos para el desarrollo de Plantaciones Forestales Comerciales (PRODEPLAN) y el Programa para el Desarrollo Forestal (PRODEFOR). Posteriormente se dio origen a un tercer programa de apoyo al desarrollo de las comunidades forestales: el Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF) por parte del gobierno y el Banco Mundial (Barton y Merino, 2005).

Manejo forestal en Michoacán

Según la Comisión Forestal del Estado de Michoacán (COFOM, 2001), el estado tiene una extensión territorial de 5.9 millones de ha, de las cuales 47.4% corresponden a su área forestal (bosques 54.25%, selvas 37.40% y vegetación de zonas áridas 8.33%).

Actualmente el 6.61% (187,841.17 ha) del área forestal del estado de Michoacán, se encuentra bajo programas de manejo forestal vigentes (SEMARNAT, 2009) (Tabla 1). El método de manejo y aprovechamiento forestal más usado es el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), un método de tipo incoetáneo aplicado en el 97% de los predios del estado. Otros métodos usados son el Método de Desarrollo Silvícola (MDS, método coetáneo) en sólo el 0.96% de predios, el Sistema Silvícola de Selección (SISISE) en el 0.64%, y el “Melard” también conocido como Sistema de diámetro mínimo, en un 0.51%. Cabe señalar que con excepción de éste último método que es utilizado para el manejo de selvas y bosques de especies latifoliadas, los 3 primeros están diseñados y son aplicados en bosques templados únicamente.

Tabla 1. Volumen autorizado (m³) y programas de manejo forestal vigentes en el estado de Michoacán al año 2008.

Año	Predios con PMF [†]	Superficie (ha)	Pinus (m ³)	Abies (m ³)	Quercus (m ³)	Otras Hojosas (m ³)	Cupresus (m ³)	Vol. Autorizado (m ³)	Métodos de manejo forestal				
									MMOBI	MDS	SISISE	Melard	Otros
1999	78	8115.6	137448.6	64747.0	27440.9	31252.0	22.0	260910.5	75	1	2		
2000	177	21224.8	617117.3	21325.0	194190.7	7616.1	1502.2	841751.4	177				
2001	210	18394.4	496070.4	23916.3	65171.4	19133.2	4552.0	608843.2	208	2			
2002	129	11772.0	367699.3	13216.7	44192.5	2561.8	305.5	427975.8	124	1	4		
2003	160	13552.7	371722.6	18478.2	66211.5	13092.6	2809.8	472314.7	157	1			2
2004	163	12763.7	340750.7	50265.4	81976.7	8518.8	468.4	481980.1	156		3	2	2
2005	140	28648.7	780333.4	18136.2	134895.9	42957.0	2146.9	978469.5	139			1	
2006	124	13186.1	362939.8	21111.0	56847.9	26812.8	6090.0	473801.4	120			4	
2007	168	23903.1	816198.9	41447.4	182460.9	18437.6	19045.8	1077590.7	163	4		1	
2008	211	36280.1	1319127.7	132354.9	242961.8	35444.0	27852.0	1757740.4	204	6	1		
Total	1560	187841.2	5609408.8	404998.3	1096350.2	205825.8	64794.6	7381377.6	1523	15	10	8	4

[†]Normalmente la vigencia de estos PMF es de 10 años.

Manejo forestal en la RBMM

En el caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, dentro del estado de Michoacán solamente 26 de 52 predios cuentan o han contado con programa de manejo forestal autorizado por la SEMARNAT, es decir, el 50%. De ellos, 24 predios (92%) utilizan el M.M.O.B.I. y los 2 restantes (El Paso y Rancho del Zacatón) (8%) utilizan el SI.SI.SE.

De acuerdo con su categoría de Reserva de la Biósfera, en la RBMM está permitido el aprovechamiento forestal sustentable en su zona de amortiguamiento (LGEEPA, 2007).

Desde la década de 1950 en las sierras que actualmente son parte de la RBMM, como en el resto del estado de Michoacán se impuso una veda forestal que duró hasta el año de 1973. Si bien, en teoría, dicha veda prohibía a las comunidades y ejidatarios aprovechar sus propios recursos forestales, en la práctica, dicha veda jamás fue respetada y lejos de proteger el bosque, los pobladores siguieron haciendo uso de los recursos pero ahora sin ningún control (Merino y Hernández, 2004).

Simultáneamente con el aprovechamiento forestal de esta región, en 1986 se decretó como Área Natural Protegida una superficie de 16,110 hectáreas, donde nuevamente se declaró veda total dentro de las 4,490 hectáreas que formaban la zona núcleo (DOF, 1986). Esto mismo ocurrió con la ampliación a 56,259 hectáreas del decreto del 2000, donde la veda total se estableció en las 13,551 hectáreas correspondientes a zona núcleo (DOF, 2000). En ambos casos los predios con plan de manejo que quedaron con parte de su superficie dentro de la zona núcleo tuvieron que modificar sus áreas de corta y en algunos casos se procedió a la cancelación total de sus permisos (Merino y Hernández, 2004). En estas áreas núcleo del segundo decreto, en 2002 se estableció oficialmente el Fondo de Conservación Mariposa Monarca (Monarch Butterfly Conservation Fund) el cual paga una compensación (US \$18/m³/año) a aquellos predios con PMF para que renuncien a sus permisos de extracción, hasta que estos expiren, más un pago menor (US \$8/ha/año) por llevar a cabo actividades de conservación de sus bosques. Esto último también aplica para aquellos predios sin PMF los cuales reciben sólo una cantidad (US \$12/ha/año) por actividades de conservación de bosques (Missrie y Nelson, 2007).

En ambos decretos se ha permitido el manejo forestal en las zonas de amortiguamiento. En la parte de la RBMM que corresponde a Michoacán, 92% de los predios con PMF utilizan el método de extracción selectiva o sistema de manejo incoetáneo, conocido como Método Mexicano de Ordenación de Bosques

Irregulares (MMOBI). Este método tiene por objetivo la conformación de un bosque irregular con poblaciones incoetáneas, es decir, que tengan una composición de árboles de diferentes edades. Una de las directrices del método es abrir espacios en el dosel, como producto de la extracción de los árboles, con el propósito de permitir la regeneración natural del bosque (SEMARNAP, 1998). Los PMF para la parte central del país por lo general tienen un ciclo de corta o vigencia de 10 años, y normalmente un predio bajo aprovechamiento tiene tantas anualidades (áreas de corta aprovechadas en el año en turno) como su ciclo de corta, es decir, 10 anualidades por cada PMF.

Actualmente en México son pocos los trabajos sobre ecología forestal en bosques templados y existe una fuerte limitación en estudios sobre manejo dentro de las áreas naturales protegidas. Por tal razón este trabajo contribuye de manera importante a conocer mejor los efectos del manejo forestal sustentable sobre la superficie boscosa a través del tiempo, así como sus efectos en la diversidad, composición y estructura del bosque.

Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca se localiza entre los estados de México y Michoacán, se encuentra comprendida dentro de los municipios de Temascalcingo, San José del Rincón, Donato Guerra y Villa de Allende en el Estado de México y Contepec, Senguio, Angangueo, Ocampo, Zitácuaro y Aporo en Michoacán. Para este estudio, únicamente se analizaron los predios correspondientes a Michoacán. Las coordenadas geográficas extremas son: 19° 59' 42'' y 19° 18' 32'' de latitud norte y 100° 06' 39'' y 100° 22' 26'' de longitud oeste. Tiene una extensión de 56,259 hectáreas, divididas en 3 zonas núcleo con una superficie total de 13,551 ha y 2 zonas de amortiguamiento de 42,708 ha de superficie total. Para este estudio únicamente analizamos los predios correspondientes a Michoacán, cuyas superficies corresponden a 25,442 ha para la zona de amortiguamiento (60 %) y 9,956 ha a la zona núcleo (73 %) del total de la superficie comprendida entre los dos estados.

La mayor parte de los poblados están fuera del área natural protegida, (no obstante influyen en el área poblados como: Tlalpujahuá, El Oro, Maravatío, Senguio, Aporo, Ocampo, y Zitácuaro) sólo Anganguero se encuentra dentro de la reserva.

De manera general, el paisaje se caracteriza por un conjunto montañoso cubierto por bosques, que conforme descienden ladera abajo van siendo remplazados por cubiertas de uso agropecuario, hasta desaparecer por completo en las partes más bajas, de menor pendiente y llanas. Esta región incluida en el Sistema Volcánico Transversal, se formó por la actividad volcánica del Terciario y Cuaternario. Su litología está compuesta mayoritariamente por materiales andesíticos y basálticos. A partir de esas rocas se han formado, principalmente, andosoles, acrisoles y luvisoles. Los suelos son ligeramente ácidos y con bajo contenido de nitrógeno, por lo que son poco favorables para el desarrollo agrícola y adecuados para sustentar vegetación leñosa. Sobre estos suelos se desarrolla un ecosistema templado-húmedo, compuesto por bosques de coníferas (*Abies*, *Pinus* y *Cupressus*), bosques mixtos de coníferas y latifoliadas (*Quercus*, *Alnus*, *Arbutus*, etc.), bosque de *Quercus*, bosque mesófilo de montaña y pastizal antropogénico, (Madrigal, 1994; Ramírez, 2001; Cornejo-Tenorio et al., 2003; Azcárate et al., 2003).

Azcárate et al. (2003), reportan siete comunidades vegetales en la RBMM: la primera, está conformada por bosques de *Pinus hartwegii* con un estrato arbustivo de *Senecio spp.* y *Lupinus montanus*, distribuida entre los 3500 hasta los 3950 m de altitud en laderas con pendientes suaves o moderadas y con insolación directa. La segunda se compone de *Sibthorpia repens* y *Abies religiosa* que se sitúa altitudinalmente entre los 3000 y 3500 m donde se presentan las precipitaciones más elevadas. La tercera comunidad se compone de *Cleyera integrifolia* y *Abies religiosa* y se sitúa entre los 2700 y 3100 m. La cuarta comunidad es un bosque mixto perturbado, dominado fundamentalmente por *Pinus pseudostrobus*, que en ocasiones es acompañado por *Quercus laurina*, *Abies religiosa* y en menor medida *Alnus arguta*, *Ternstroemia lineada*, *Salix paradoxa*, *Quercus rugosa*, *Pinus montezumae* o *Clethra mexicana* con un estrato arbustivo abundante debido a la perturbación, compuesto por géneros como *Cestrum*, *Fuchsia*, *Senecio*, *Salvia*, *Eupatorium* o *Baccharis*. Con un rango altitudinal de entre 2500 y 3100 m. La quinta

comunidad esta dominada por el enebro o *Juniperus monticola* acompañado en menor medida de individuos de *Symphoricarpos microphyllus* y *Ribes ciliatum* así como también de *Baccharis conferta*, *Senecio cinerarioides* y *Senecio salignus*, localizada en terrenos con poca pendiente. La sexta comunidad esta conformada por arbustos de *Baccharis conferta*, *Senecio salignus*, *Senecio cinerarioides* y herbáceas como *Geranium seemani* y *Salvia mexicana* ubicados sobre suelos de laderas montañosas donde no se presentan problemas de drenaje. La séptima comunidad se compone por pastizales ralos y tupidos, dominados por herbáceas que están vinculados a claros del bosque sometidos a pastoreo, con especies como *Trifolium amabile*, *Bidens anthemoidis*, *Potentilla candida*, *Stipa mexicana* y *Sabazia humilis*. Así como también formaciones dominadas por gramíneas resistentes al fuego como *Festuca tolucenss* y *Muhlebergia macroura*.

En cuanto al clima, la región se caracteriza por la predominancia de elementos de paisaje templado de altura, presenta en general un clima Cw, templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1997), temperaturas medias anuales de 8° a 22°C, precipitaciones promedio desde 700 mm hasta 1250 mm y temperaturas mínimas para el mes más frío de entre -3° y 18° C. Este tipo de clima cambia en distancias relativamente cortas debido a la presencia de montañas, sierras y relieves escarpados que dan lugar a cambios contrastados en altitud, exposición o pendiente y producen importantes variantes microclimáticas, muy sensibles, sobre todo, en lo que se refiere a grados de humedad, así como en índices de precipitación, debido a esta situación prevalecen tipos climáticos que resultan de la combinación entre tres franjas térmicas, semitemplada, templada y semifría y cuatro niveles de humedad, tres subhúmedos y uno húmedo (CONANP, 2001).

Objetivos e hipótesis

El presente trabajo se divide en dos capítulos, el primero tiene por objetivo general: Identificar la efectividad del manejo forestal para conservar la cubierta boscosa dentro de la RBMM.

Y como objetivos particulares:

- 1.- Identificar y digitalizar las propiedades dentro de la RBMM que cuentan con PMF.
- 2.- Comparar las tasas de pérdida de bosque denso entre predios con y sin PMF.
- 3.- Comparar los procesos de cambio de: deforestación, perturbación, recuperación y revegetación, dentro de los predios con y sin PMF.

El segundo capítulo tiene como objetivo general: Identificar los efectos post cosecha del manejo forestal en la diversidad y estructura arbórea dentro de los bosques de la RBMM.

Y como objetivos particulares:

- 1.- Identificar la riqueza de especies arbóreas presentes en el área de estudio.
- 2.- Comparar la diversidad arbórea entre las 2 principales asociaciones dominantes *Pinus-Quercus* y *Abies* y ver si se correlacionan con la edad de los sitios desde la última extracción forestal.
- 3.- Analizar en grado de correlación entre la abundancia relativa de especies arbóreas dominantes (*Pinus* y *Abies*) $\geq 1.5m$ y la edad desde la última extracción forestal de los sitios.
- 4.- Comparar el renuevo entre las 2 principales asociaciones dominantes *Pinus-Quercus* y *Abies* y ver si se correlacionan con la edad de los sitios desde la última extracción forestal.
- 5.- Comparar el número de brinzales entre las 2 principales asociaciones dominantes *Pinus-Quercus* y *Abies* y ver si se correlacionan con la edad de los sitios desde la última extracción forestal.
- 6.- Comparar el área basal entre las 2 principales asociaciones dominantes *Pinus-Quercus* y *Abies* y ver si se correlacionan con la edad de los sitios desde la última extracción forestal.

De lo anterior se desprenden las siguientes hipótesis:

Aquellos predios con programa de manejo forestal conservan mejor su cubierta boscosa a través del tiempo, que aquellos predios carentes de dichos planes.

El manejo forestal es una herramienta efectiva para disminuir la deforestación y el cambio en el uso del suelo.

El manejo forestal afecta de manera significativa la diversidad, abundancia y estructura arbórea, de los bosques de la Reserva de la biosfera mariposa monarca, en el estado de Michoacán.

Referencias

- Azcárate, J. G., Ramírez R. I., Pinto, M., 2003. Las comunidades vegetales de la Sierra de Angangueo (Estados de Michoacán y México, México): clasificación, composición y distribución. LAZAROA 24: 87-111.
- Barton, B. B., Merino, P. L., 2005. La experiencia de las comunidades forestales en México. 1a. reimp. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México D.F. pp: 272.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., Uhl, C., 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. Forest Ecology and Management 108: 9–26.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. Forest Ecology and Management 132: 39–50.
- Carrillo, E. G. 1989. Apuntes del curso de inventarios forestales. UACH. México. Pp. 10-20 y 92-150.
- Cedeño, G. H., Pérez-Salicrup, D., 2005. La legislación forestal y su efecto en la restauración en México. *En*: Temas sobre restauración ecológica. Sánchez, Ó., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdés, M. y Azuara D. (editores). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D.F. pp: 87- 97.

- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack M. C., Díaz S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405 : 234-242.
- CCMSS, 2006. Inventarios Nacionales Forestales “Indicadores Forestales”. Red de Monitoreo de Políticas Públicas. Nota Informativa Número 5. pp: 1-5. http://www.ccmss.org.mx/modulos/analisis_tematico.php
- CCMSS, 2011. El Manejo Forestal Comunitario es un importante valor que tiene nuestro país. <http://www.ccmss.org.mx/index.php>
- COFOM, 2001. Atlas forestal del estado de Michoacán. Comisión Forestal del estado de Michoacán. Morelia, Michoacán, México pp: 9-29.
- CONANP, 2001. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. 159, pp. 11 - 27.
- Cornejo-Tenorio, G., Casas, A., Farfán, B., Villaseñor, J. L., Ibarra-Manríquez, G., 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 73: 43-62.
- DOF, 1986. Diario Oficial de la Federación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Desarrollo Urbano y Ecología. México, D.F., jueves 9 de octubre de 1986. pp: 33-42.
- DOF, 2000. Diario Oficial de la Federación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México, D.F., viernes 10 de noviembre de 2000. pp: 5-29.
- Etheridge, D., Maclean, D., Wagner, R., Wilson, J., 2006. Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New Brunswick, Canada (1945–2027). *Landscape Ecology* (2006) 21:509–524.
- F.A.O., 1993. The Challenge of Sustainable Forest Management - what future for the world's forests?. Chapter 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/docrep/t0829e/t0829e00.HTM>
- F.A.O., 2005. Actualización de la evaluación de los recursos forestales mundiales a 2005, términos y definiciones. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación, Departamento de Montes. Roma, Italia. pp: 2.
- F.A.O., 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Principales resultados. Departamento Forestal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 1-12 p.

www.fao.org/forestry/fra2010

- Falk, K. J., Burke, D. M., Elliott, K. A., Holmes, S. B., 2008. Effects of single-tree and group selection harvesting on the diversity and abundance of spring forest herbs in deciduous forests in southwestern Ontario. *Forest Ecology and Management* 255: 2486–2494.
- Franklin, J. F., Rae, D. B., Thornburgh, D. A., Tappeiner, J. C., 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. *In: Creating a forestry for the 21st century*. Kohm, K. A., Franklin, J. F. (eds.) Washington, DC. Island Press (Ed.), pp: 111-139.
- Gagnon, J. L., Jokela, E. J., Moser, W.K., Huber, D. A., 2004. Characteristics of gaps and natural regeneration in mature longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 187: 373–380.
- García, E., 1997. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de geografía de la U.N.A.M. México. 252 p.
- González-Martínez, S. C., Bravo, F., 1999. Regeneración natural, establecimiento y primer desarrollo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales: Fuera de Serie n° 1. 225-247.
- González-Martínez, S. C., Bravo, F., 2001. Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro Basin (Northern Spain). *Annals of Forest Science* 58: 277–288.
- Honey-Rosés, J., 2009. Disentangling the proximate factors of deforestation: the case of the monarch butterfly biosphere reserve in Mexico. *Land Degradation & Development*. 20: 22–32.
- Iida, S., Nakashizuka, T., 1995. Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73: 197–210.
- Jardel, P. E., 1985. Una revisión crítica del Método Mexicano de Ordenación de Bosques desde el punto de vista de la Ecología de Poblaciones. *Ciencia Forestal* 10(58): 3 – 16.
- LGDFS, 2003. Ley general de desarrollo forestal sustentable. Diario oficial de la federación publicada el 25 de febrero de 2003. México. pp: 1-14.
- Lowe, R. G., 1978. Experience with the tropical shelterwood system of regeneration in natural forest in Nigeria. *Forest Ecology and Management* 1: 193-212.

- Mackinnon, J., Mackinnon, K., Child, G., Thorsell, J., 1990. Manejo de áreas Protegidas en los trópicos. Biocenosis, A.C. México. UICN. pp: 15 – 20, 88 – 89.
- Madrigal, X., 1994. Características ecológicas generales de la región forestal oriental del estado de Michoacán, México. Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo. Michoacán. México. 116p.
- Mallik, A. U., 2003. Conifer Regeneration Problems in Boreal and Temperate Forests with Ericaceous Understory: Role of Disturbance, Seedbed Limitation, and Keytone Species Change. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(3&4): 341–366.
- Merino, P. L., 2004. Conservación o deterioro. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México D.F. pp: 43-46.
- Merino, P. L., Hernández, A. M., 2004. Destrucción de instituciones comunitarias y deterioro de los bosques en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Sociología* año 66, núm. 2:261-309.
- Missrie, M., Nelson, K., 2007. Direct payments for conservation: lessons from the Monarch Butterfly Conservation Fund. In: *Biodiversity and Conservation: International Perspectives*, ed. A. Usha, pp. 189–212. Hyderabad, India: The Icfai University Press.
- Nadal, E. A., 2003. Natural protected areas and social marginalization in Mexico. IUCN. CEESP, Occasional Papers (1) September 2003: 1–31.
- Navarrete, P-N. J. L., 2001. Respuesta de *Pinus pseudostrobus* Lindley, a aclareos, en el S.P.E.F. en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán. Instituto Tecnológico Agropecuario No.7 de Michoacán. Morelia, México. Tesis de Ingeniería.
- Neuendorff, J., Nagel, L., Webster, C., Janowiak, M., 2007. Stand Structure and Composition in a Northern Hardwood Forest after 40 Years of Single Tree Selection. *Northern Journal of Applied Forestry*; Sep 2007; 24, 3; ProQuest Agriculture Journals. 197 p.
- Ofosu-Asiedu, A., 1997. Bosques húmedos tropicales: “El intercambio de experiencias y situación del conocimiento sobre la ordenación forestal sostenible de los bosques tropicales húmedos”. FAO, XI Congreso Forestal Mundial 13 a 22 de octubre de 1997, Antalya, Turquía. Volumen 6, tema 38.5. 249-267 p.

www.fao.org/forestry/docrep/wfcxi/PUBLI/PDF/V6S_T385.PDF

- Padilla, G. H., 1987. Glosario práctico de términos forestales. Editorial LIMUSA. México D.F. 273 p.
- Pérez-Salicrup, D. R., 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. *En: Temas sobre restauración ecológica*. Sánchez, Ó., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdés, M. y Azuara D. (editores). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D.F. pp: 79 - 86.
- Ramírez, R., M. I., 2001. Los espacios forestales de la sierra de Angangueo (estados de Michoacán y México), México: Una revisión geográfica. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Geografía e Historia, Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Madrid, España. 387 p.
- Ramírez, R. M. I., Azcárate, J., Luna, L., 2003. Effects of human activities on monarch butterfly habitat in protected mountain forest, Mexico. *The Forestry Chronicle*. Vol. 79, No. 2. 242-246.
- Ramírez, R. M. I., Jiménez, C. M., Martínez, P. I., 2005. Estructura y densidad de la red de caminos en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Investigaciones Geográficas, boletín del instituto de Geografía, UNAM*. Núm. 57. pp. 68-80.
- Ramírez, R. M. I., Miranda, R., Zubieta, R., Jimenez, M., 2007. Land Cover and Road Network for the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico, 2003. *Journal of Maps*. v2007, pp. 181-190. 10.4113/jom.2007.60.
- Scott, D., Welch, D., Thurlow, M., Elston, D. A., 2000. Regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural pinewood in NE Scotland following reduction in grazing by *Cervus elaphus*. *Forest Ecology and Management* 130: 199-211.
- SEMARNAP, 1998. Bases científicas para la elaboración de programas de manejo forestal en bosques de coníferas con fines de producción. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección General Forestal. Capítulo II, pp: 1-16.
- Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405 : 208-211.
- Torras, O., Saura, S., 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management* 255: 3322–3330.

- UNEP-SCDB, 2010. United Nations Environment Programme - Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3. Montreal, 2010. 94 p.
- Veteli, T. O., Koricheva, J., Niemelä, P., Kellomäki, S., 2006. Effects of forest management on the abundance of insect pests on Scots pine. *Forest Ecology and Management* 231: 214–217.
- Wagner, R. G., 2000. Competition and critical-period thresholds for vegetation management decisions in young conifer stands. *The Forestry Chronicle*. Vol. 76, No. 6: 961-968.
- Widenfalk O., Weslien, J., 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257: 1386–1394.

CAPÍTULO I

MANEJO FORESTAL EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS: EVALUACIÓN ESPACIAL EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA, MICHOACÁN, MÉXICO

RESUMEN

Dependiendo de la particular situación sociopolítica de un país o región, así como el grado de dependencia que una población tiene en sus recursos forestales, tanto el manejo forestal como las Áreas Naturales Protegidas (ANP), pueden servir como políticas efectivas para proteger áreas forestales de gran importancia a largo plazo. Las Reservas de la Biósfera (RB), donde el manejo forestal está permitido en zonas de amortiguamiento y completamente restringido en zonas núcleo, son una importante categoría en este sentido. Las RB son de especial importancia en países en desarrollo donde todavía existe un alto grado de dependencia en sus recursos naturales como fuente de subsistencia.

En el presente trabajo analizamos la efectividad de los Programas de Manejo Forestal (PMF) para conservar la cubierta boscosa de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), comparando sus áreas de corta autorizadas contra aquellas zonas sin PMF, en su porción correspondiente al estado de Michoacán, en México. Ésta reserva, fundamental para preservar el fenómeno migratorio de dicha mariposa, ha sido fuertemente afectada por diversos procesos de deterioro de sus recursos forestales, ocasionados principalmente por la tala, tanto legal como ilegal.

Se recopilaron datos de los permisos de extracción forestal de 1993 a 2006 y se digitalizaron espacialmente las anualidades de manejo forestal en los predios de la RBMM. A partir de la delimitación de esas anualidades, analizamos los procesos de cambio en las cubiertas forestales en ese mismo periodo. Realizamos comparaciones, tanto estadísticas como espaciales, de las tasas de pérdida de bosque denso y de otros procesos de cambio (positivos y negativos) entre predios con y sin PMF.

Considerando solo el bosque denso, el análisis estadístico señala que no hay diferencias significativas entre las tasas de pérdida de bosque denso entre predios con y sin PMF. Así mismo, si analizamos otros procesos de cambio como recuperación y revegetación de la cubierta boscosa, en los que se incluye tanto al bosque denso como al bosque abierto, tampoco encontramos diferencias (en todo el bosque, incluido el bosque denso). No obstante, la deforestación debida al cambio en el uso del suelo (de todo el bosque, incluido el bosque denso), fue significativamente mayor en propiedades carentes de PMF, aunque comprenden un área relativamente pequeña. El análisis espacial muestra claramente dónde se concentran los disturbios en el bosque, los cuales son principalmente causados por tala ilegal y por un manejo inadecuado (extracción de madera fuera del periodo autorizado, y fragmentación del bosque debido a una elevada parcelización de tierras comunales). Los resultados muestran que la perturbación total observada de 1993 a 2006 (5,239 ha) es explicada en un 61% por la tala ilegal, el 33% por extracciones extemporáneas y solamente el 6% por el manejo forestal autorizado.

De tal manera que se puede afirmar que los PMF son una efectiva opción para mantener la cubierta forestal en la reserva. La metodología usada en el presente análisis puede ser una efectiva y accesible herramienta de monitoreo, la cual puede ser usada por las dependencias y autoridades encargadas del manejo forestal para supervisar la estricta aplicación de las licencias de manejo, y para dar soporte en la toma de decisiones para renovar, rediseñar o cancelar los permisos de extracción y manejo forestal.

Palabras clave: Tala ilegal, perturbación forestal, parcelización, monitoreo, países en desarrollo, reserva de la biosfera mariposa monarca.

1. INTRODUCCIÓN

Desde hace algunos años ha habido un constante debate sobre la efectividad de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) en alcanzar sus objetivos de conservación. Varios autores afirman que las ANPs a nivel mundial son inefectivas, inseguras, aisladas y están siendo degradadas y destruidas (IUCN, 1999; Young et al., 2006).

Aunado a esto, la carencia de personal capacitado, la exclusión de los habitantes, tanto dentro como de los alrededores de las ANP, la falta de recursos financieros y planes de manejo ejecutables conducen a un manejo inefectivo de las ANP. Esto es particularmente cierto en los países en vías de desarrollo, lo que incrementa la vulnerabilidad de las ANP ante las presiones externas (Lewis et al. 1990; Pimbert y Pretty, 1995; Hockings, 2003; DeFries et al., 2007; Mannigel, 2008).

En diversos estudios de caso donde se comparan las pérdidas de los bosques dentro de las ANP con relación a sus áreas circunvecinas (como consecuencia de procesos de perturbación como la tala ilegal, cambio en el uso del suelo, e incendios), se ha encontrado que la degradación es mayor en la ANP o similar en ambos casos (Liu et al., 2001; Román y Martínez, 2006; Durán et al., 2007; Ellis y Porter-Bolland, 2008). Así mismo, otros datos indican que los bosques fuera de las ANP manejados por comunidades locales generan mayores beneficios socioeconómicos para la población del lugar y plantean menor inversión pública que las ANP oficiales (Lewis et al. 1990; Bray et al., 2007; Durán et al., 2007).

Por el contrario, otros autores afirman que en su mayoría las ANP son efectivas en desacelerar el cambio en el uso del suelo y que de manera general están en mejores condiciones que las zonas aledañas fuera de protección (Bruner et al. 2001; Naughton et. al. 2005; Nagendra, 2008, Andam et al., 2008).

Las dos posiciones anteriores son posibles, ya que la operatividad de las ANP depende de la situación socio-política y demográfica de cada país, así como del grado de dependencia a sus recursos vegetales y al tipo de actividades productivas predominantes alrededor y dentro de las mismas (Duran et al., 2007).

Nadal (2003) afirma que en México, si la gente dentro y fuera de un ANP carece de adecuadas alternativas económicas, sus estrategias de sobrevivencia pueden amenazar los recursos dentro de las áreas protegidas. En este sentido, los resultados de las encuestas realizadas por Mendoza et al. (2005) muestran que la percepción de los campesinos forestales, así como de los industriales de la madera, es que la prohibición de la extracción legal comercial, no detendrá la tala ilegal ni el cambio en el uso del suelo. Por lo tanto, en el caso de México, tal parece que las estrategias de protección pasivas, como la creación de ANPs, sólo crean una falsa impresión de que esas áreas están en buenas condiciones naturales.

En este sentido, algunos de los mayores problemas a los que se enfrenta la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) en México, son la tala ilegal, el manejo inadecuado de sus recursos forestales y, en menor medida, los cambios en el uso del suelo (conversión a pastos para ganado y terrenos de cultivos) (Ramírez et al., 2003; Merino y Hernández, 2004; Ramírez et al., 2007; Honey-Rosés, 2009a). La preservación de la RBMM es altamente prioritaria para Norte América y el resto del mundo, ya que sus bosques dominados por oyamel (*Abies religiosa*) albergan la mayor parte de la población invernante de mariposas monarca (*Danaus plexippus*) (Oberhauser et al., 2008; UNESCO, 2009).

De acuerdo con su categoría de Reserva de la Biósfera, en la RBMM está permitido el aprovechamiento forestal sustentable en su zona de amortiguamiento (LGEEPA, 2007). En este sentido, La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable define al manejo forestal como el conjunto de acciones que tengan por objetivo la ordenación, el cultivo, la protección, la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los recursos de un ecosistema forestal. Asimismo, establece que se debe considerar y respetar la integralidad funcional e interdependencia de los recursos, y llevar a cabo acciones que no mermen la capacidad productiva de los ecosistemas y de los recursos existentes en el mismo. Para ello, el instrumento técnico de planeación, ejecución y seguimiento es el Programa de Manejo Forestal (PMF) (LGDFS, 2003).

La historia del manejo forestal de la región donde se ubica la RBMM es muy representativa de la historia moderna del manejo forestal en México. Se ha

caracterizado por bosques privados y comunales concesionados a corporaciones industriales forestales, así como vedas y restricciones en el uso del bosque como mecanismos de control. En el país cerca del 80% de los bosques son de propiedad comunal (ejidos y comunidades agrarias).

Como tendencia general los bosques que estuvieron sujetos a vedas sufrieron altos niveles de deterioro, porque las extracciones no se detuvieron, y a pesar de la veda no hubo ningún tipo de control o restricción. Por su parte, aquellos bosques bajo concesiones en general se mantuvieron, aunque las extracciones tuvieron impactos importantes en la estructura y composición de los mismos. (Merino y Hernández, 2004; Bray y Merino, 2005).

Simultáneamente con el aprovechamiento forestal de esta región, en 1986 se decretó como Área Natural Protegida una superficie de 16,110 hectáreas (ha), donde nuevamente se declaró veda total dentro de las 4,490 ha que formaban la zona núcleo (DOF, 1986). Esto mismo ocurrió con la ampliación a 56,259 ha de reserva en el decreto del 2000, donde la veda total se estableció en las 13,551 ha correspondientes a la nueva zona núcleo (DOF, 2000). En ambos casos los predios con plan de manejo que quedaron con parte de su superficie dentro de la zona núcleo tuvieron que modificar sus áreas de corta y en algunos casos se procedió a la cancelación total de sus permisos (Merino y Hernández, 2004).

En el año 2002, se estableció el Fondo de Conservación Mariposa Monarca, el cual paga una compensación a aquellos predios con PMF dentro de la zona núcleo para que renuncien a sus permisos de extracción, hasta que estos expiren, más un pago menor, por llevar a cabo actividades de conservación de sus bosques. Esto último también aplica para aquellos predios sin PMF los cuales reciben sólo una cantidad por actividades de conservación de bosques (Missrie y Nelson, 2007; Honey-Rosés et al., 2009).

En ambos decretos se ha permitido el manejo forestal en las zonas de amortiguamiento. En la parte de la RBMM que corresponde a Michoacán, 92% de los predios con PMF utilizan el método de extracción selectiva conocido como Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI). Este método

tiene dos objetivos principales: 1) el mejoramiento del bosque, seleccionando para su extracción aquellos árboles mal conformados, dañados, plagados y seniles; y 2) la conformación de un bosque irregular, con poblaciones que tengan una composición de árboles de diferentes edades. Una de las directrices del método es abrir espacios en el dosel, como producto de la extracción de los árboles, con el propósito de permitir la regeneración natural del bosque.

En áreas donde la tala selectiva se combina con la práctica de dejar bloques intactos de bosque natural como bancos de semillas, el manejo puede ser desempeñado de una manera sostenida y provechosa y servir como una función importante de conservación natural (Mackinnon, et al., 1990).

Los PMF para la parte central del país por lo general tienen una vigencia de 10 años. Normalmente un predio bajo aprovechamiento tiene tantas anualidades (turnos de corta) como su vigencia, es decir, 10 anualidades por cada PMF. Idealmente en cada anualidad debería afectarse una sola área de corta. No obstante, por diversas razones biofísicas y sociales se pueden autorizar varias áreas de corta dispersas en una misma anualidad o las anualidades pueden ser menos de 10 cuando la superficie bajo aprovechamiento, a criterio de la SEMARNAT es muy chica (SEMARNAP, 1998).

La SEMARNAT es la encargada de realizar visitas u operativos de inspección con el objeto de verificar el cumplimiento de lo dispuesto en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Con esas inspecciones se determina la continuidad o cancelación de los PMF y, en su caso, se establecen las sanciones administrativas correspondientes (LGDFS, 2003).

El presente trabajo tiene por objetivo identificar la efectividad del manejo forestal contra aquellos predios carentes de PMF, para conservar la cubierta boscosa dentro de la RBMM. Para ello llevamos a cabo consulta documental y de campo para identificar los predios con PMF. Construimos un Sistema de Información Geográfica con cada una de las anualidades identificadas y con series de cartografía de uso del suelo existentes. Realizamos comparaciones espaciales y estadísticas de la pérdida de bosque denso y de otros procesos de cambio, tanto positivos como

negativos, en predios con PMF y sin PMF, que nos permitieron identificar objetivamente las áreas de extracción ilegal y las manejadas fuera del periodo autorizado. De tal forma este trabajo aporta un método de aplicación relativamente fácil que permite monitorear la correcta ejecución en tiempo y espacio de los PMF autorizados.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) se localiza entre los estados de México y Michoacán, comprende 4 municipios del primero y 6 del segundo (CONANP, 2001). Las coordenadas geográficas extremas de la reserva son: 19° 59' 42'' y 19° 18' 32'' de latitud norte y 100° 06' 39'' y 100° 22' 26'' de longitud oeste. Tiene una extensión de 56,259 ha, divididas en tres zonas núcleo con una superficie total de 13,551 ha y dos zonas de amortiguamiento de 42,708 ha de superficie total. Para este estudio únicamente analizamos los predios correspondientes a Michoacán, cuyas superficies corresponden a 25,442 ha para la zona de amortiguamiento (60 %) y 9,956 ha a la zona núcleo (73 %) del total de la superficie comprendida entre los dos estados (Figura 1).

El paisaje de la RBMM se caracteriza por un conjunto montañoso de origen volcánico cubierto por bosques de *Abies religiosa* y *Abies-Pinus* en las partes más altas (zonas núcleo), y de *Pinus-Quercus* y otras *latifoliadas* en las partes más bajas (zonas de amortiguamiento). En ausencia de perturbación, estas comunidades arbóreas son bosques muy densos, con coberturas de copa > 70% (Madrigal, 1967; Giménez et al., 2003; Giménez y Ramírez 2004). Los suelos dominantes son andosoles, acrisoles y luvisoles, poco favorables para la agricultura pero adecuados para sustentar vegetación leñosa (Giménez et al., 2003). Su uso forestal va dando paso a un uso agropecuario conforme se descende la ladera. Dentro de la RBMM existe sólo una pequeña localidad urbana (dentro de la zona de amortiguamiento), así como unas pocas rancherías (Ramírez et al. 2008).

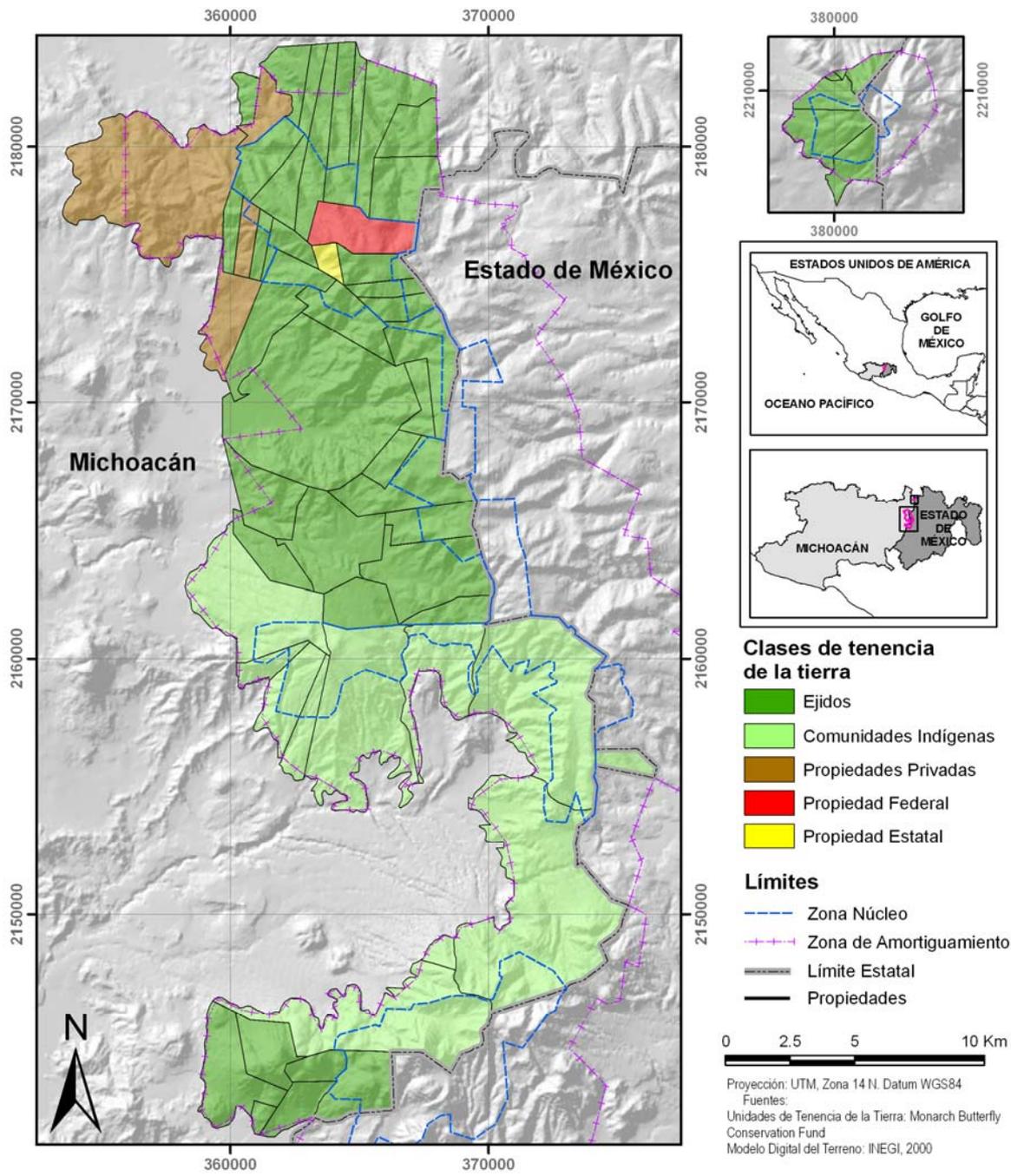


Figura 1. Localización del área de estudio.

Presenta dos tipos de clima, semifrío subhúmedo (para las partes más altas como los bosques del género *Abies*, con una altitud de 2600-3500 m.s.n.m.) y templado subhúmedo (para las altitudes menores como los bosques de *Pinus-Quercus* de 2300-3000 m.s.n.m.), ambos con lluvias en verano (García, 1997). Las temperaturas medias anuales oscilan entre 8° y 22°C, y las precipitaciones promedio desde 700 mm hasta 1250 mm (García, 1997; CONANP, 2001).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Identificación y digitalización de predios con PMF dentro de la RBMM

Se solicitó y obtuvo un permiso a la SEMARNAT Delegación Michoacán, a través de la Unidad de Planeación y Política Ambiental y de la Unidad de Aprovechamiento y Restauración de los Recursos Naturales, para acceder a sus archivos y bases de datos. No obstante, debido a su reciente creación (1994), sólo cuenta en sus archivos con los PMF a partir del año 1993. Actualmente, esta entidad agrupa todos los trámites y permisos del sector ambiental. En una primera instancia seleccionamos todos los documentos de los municipios con territorio en la RBMM, para después extraer sólo los de los predios contenidos dentro de la reserva. Cabe mencionar que la búsqueda y revisión de los archivos se tuvo que hacer sobre documentos impresos, ya que es así como se les pide a los solicitantes (DOF, 2008).

Los datos obtenidos de los PMF de la SEMARNAT-Michoacán fueron: número y extensión de las áreas de corta de cada anualidad, año de autorización, vigencia, superficie, especies y el volumen autorizado de madera para cada PMF. Dicha información se corroboró en visitas de campo. Finalmente se escanearon y georeferenciaron cada uno de los planos de las áreas de corta incluidos en los documentos de cada PMF. Posteriormente se digitalizaron todos los polígonos de las anualidades, para ser incorporadas al SIG.

El mapa de predios que sirvió para la evaluación fue proporcionado por el Fondo Mundial para la Naturaleza (World Wildlife Fund). Aunque no representa la delimitación oficial, es el mapa que fue utilizado para el diseño del decreto del año 2000 de la RBMM y sirve de base para los pagos del Fondo de Conservación Mariposa Monarca.

Para la construcción del SIG se usaron los programas ArcView GIS 3.2., ArcMap 9.2; y para el análisis estadístico el programa Statistica 6.

3.2. Vegetación y cubiertas de uso del suelo

Utilizamos los mapas digitales vectoriales de vegetación y cubiertas del suelo de 1993, 2000, 2003 y 2006 elaborados por Ramírez et al., (2007, 2008). Estos mapas se obtuvieron por interpretaciones visuales de imágenes de satélite Landsat TM (1993) y ETM+ (2000, 2003 y 2006), ambos a 28.5 metros de resolución, siguiendo el procedimiento de interdependencia propuesto por la FAO (1996). Cada polígono delineado fue verificado simultáneamente usando fotografías aéreas digitales de 1-2 metros de resolución (1994, 1999, 2001 y 2003) e imágenes de alta resolución (Ikonos 20004, Aster 2006). Además el trabajo de campo fue llevado a cabo entre Julio de 2003 y Marzo de 2004 para obtener puntos de validación para estimar la exactitud del mapa de 2003 (que sirvió como base para un análisis retrospectivo y como mapa de línea base). Obtuvimos 288 puntos de validación, con un GPS Garmin III+ y un eTrexVista, que sirvieron para construir una matriz de confusión, cuyos resultados indicaron un nivel global de precisión del mapa del 90%. Sin embargo, considerando la validación visual de las fotografías aéreas digitales y las imágenes de alta resolución, la mayoría de los puntos mal clasificados, no fueron errores de clase de los mapas, sino heterogeneidad dentro de los polígonos (Ramírez et al., 2007).

Todos los mapas fueron procesados considerando consistencia temática y resoluciones espaciales. Ellos representan 17 clases de uso del suelo: 4 tipos de bosque denso (cobertura > 70%), 4 tipos de bosque perturbado (cobertura de 40-70%), arbustos secundarios (con o sin árboles aislados), matorral denso, matorral perturbado, pastizales, cultivos de temporal, cultivos de riego, terrenos sin vegetación aparente, áreas urbanas y cuerpos de agua (Ramírez et al., 2007; Ramírez et al., 2008). Estos fueron interpretados a una resolución consistente de 1:40,000, con un área mínima cartografiable de 0.8 ha (>9 píxeles Landsat).

Considerando que la extensión mínima de las áreas de corta autorizada fue de 1.5 ha, estos mapas de cubierta de uso del suelo fueron adecuados para el propósito de este trabajo.

3.3. Comparación de bosque denso de predios con y sin PMF

Para este análisis se extrajeron los polígonos de bosque denso (con cobertura > 70%) de los mapas de cubiertas del suelo de 1993 y 2006. Se utilizó el bosque denso como indicador del grado de conservación de la cubierta forestal, porque la pérdida de la cubierta de bosque denso se encontró que en gran medida es el resultado de la tala legal e ilegal, que fue verificada para descartar otras formas de perturbación muy localizadas, tales como incendios y plagas.

Esto nos permitió identificar tanto cambios en el uso del suelo, como perturbación del bosque sin cambio de uso. Los mapas de cubiertas 1993 y 2006 se superpusieron al mapa de áreas de corta por predio. Con ello se generó una base de datos que nos permitió identificar los predios con PMF autorizado y sin PMF, en el primer caso, incluyendo sus áreas correspondientes con extracción forestal y en los predios sin PMF nos permitió identificar las perturbaciones debidas a la tala ilegal.

Con lo anterior se estimó la tasa de transformación de bosque denso por predio a través de la formula propuesta por la FAO (1996), multiplicada por 100 para obtener los valores en porcentajes:

$$r\% = [(1 - ((S_1 - S_2) / S_1))^{1/n} - 1] \times 100$$

Donde:

$r\%$ = Tasa de cambio

S_1 = Superficie en la fecha 1

S_2 = Superficie en la fecha 2

n = Número de años entre las dos fechas

Utilizando el programa Statistica 6, se llevaron a cabo pruebas estadísticas para verificar la normalidad de los datos, dado que no encontramos dicha normalidad, se analizaron los datos mediante la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney (Fowler y Cohen, 1999; Sokal y Rohlf, 2003).

3.4. Procesos de cambio entre predios con y sin PMF

Como se mencionó anteriormente los PMF del área de estudio se dividen en 10 anualidades para hacer la tala selectiva (árboles individuales o en grupos), muchos de ellos divididos en varias áreas dispersas. Para el análisis espacial se reagruparon las áreas de corta de las anualidades autorizadas en tres periodos, según las fechas de los mapas de cubiertas disponibles: 1993-2000, 2000-2003 y 2003-2006 (Figura 2).

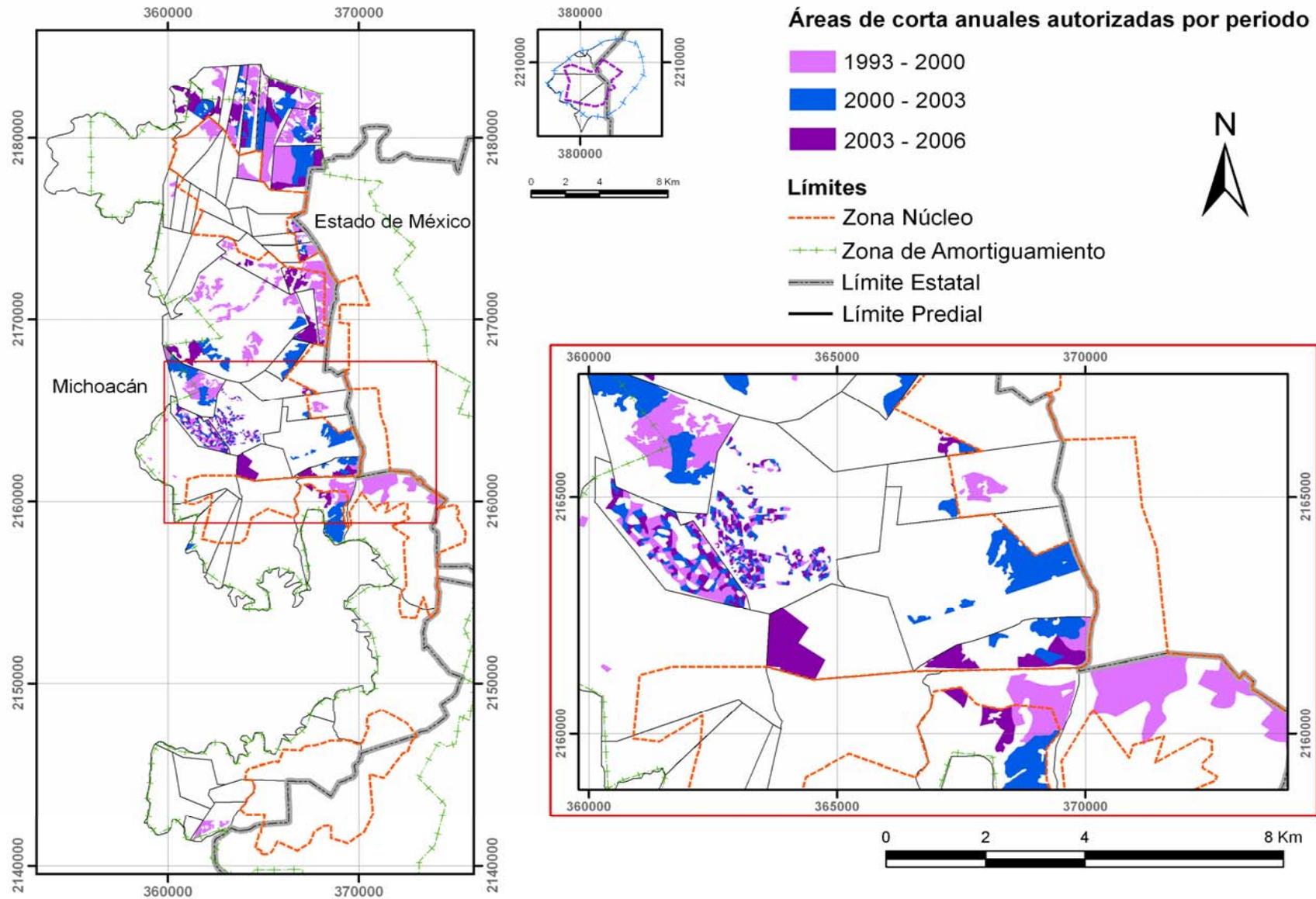


Figura 2. Distribución espacial de las áreas de corta autorizadas en la RBMM en el estado de Michoacán, entre 1993 y 2006.

Se sobrepusieron los mapas de cubierta del suelo para los años de 1993, 2000, 2003 y 2006 con los mapas de áreas de corta por predio. De acuerdo con sus respectivas matrices de transición (sensu Ramírez et al., 2003; Velázquez et al., 2003) se identificaron cuatro procesos de cambio: 1) **deforestación** por cambio de uso del suelo, 2) **perturbación** por aclareo del bosque, 3) **recuperación** de bosque denso y 4) **revegetación** de áreas agropecuarias abandonadas. Por lo que para este análisis se consideró tanto al bosque denso (>70% de cobertura) como al bosque abierto (40-70% de cobertura).

4. RESULTADOS

4.1. Identificación de predios con PMF dentro de la RBMM

Se identificaron y digitalizaron un total de 26 predios con PMF. Éstos pertenecen en propiedad a un total de 2350 ejidatarios o comuneros. Trece de los predios con PMF se encuentran sólo en zona de amortiguamiento y 13 de ellos tienen parte de su territorio dentro de zona núcleo (Tabla 1). Identificamos 26 predios sin PMF, de los cuales 10 están sólo en zona de amortiguamiento, 14 tienen parte de su territorio en ambas zonas, y solamente 2 se encuentran totalmente dentro de zona núcleo (Propiedades Estatal y Federal) (Tabla 2). Es decir, con excepción de estas dos propiedades el resto de los predios podría ejercer eventualmente manejo forestal en sus terrenos de zona de amortiguamiento.

4.2. Bosque denso en predios con y sin PMF

De manera general los datos obtenidos muestran que en predios con PMF la pérdida de bosque denso de 1993 a 2006 fue del 12.7% (1,482 ha), a una tasa de 0.98% anual (114 ha año⁻¹). Mientras que, en los predios sin PMF la pérdida en el mismo periodo fue de 16.0% (1735 ha), a una tasa de 1.23% anual (133 ha año⁻¹). Las pruebas estadísticas llevadas a cabo, también muestran que no hay diferencias significativas ($U = 308$, $P = 0.5829$) en las tasas de pérdida de bosque denso entre predios con y sin PMF. Sin embargo, los resultados mostraron un amplio rango de desempeño tanto positivo como negativo, de los predios de cada grupo. También en algunos de ellos, se identificaron pequeñas pérdidas y ganancias, pero tomando en cuenta la escala de los

mapas usados como insumo, se consideraron como cambios significativos, solo cuando las tasas de cambio anuales fueron iguales o mayores al 0.5% (Tabla 1, Tabla 2).

4.2.1. Predios con PMF

La mitad de los predios con PMF no modificaron su superficie cubierta por bosques densos de 1993 a 2006. La otra mitad de los predios mostró pérdidas con tasas anuales que variaron de 0.5 a 33.5%. Las propiedades con las tasas más altas de pérdida de bosque denso fueron Arroyo Seco (3%), El Asoleadero (3.4%), Comunidad Indígena de San Cristobal (9.8%), Francisco Serrato (14.5%) y Emiliano Zapata (33.5%) (Anexo1: Pág. 61).

Adicionalmente a sus PMF, los ejidos Arroyo Seco y Francisco Serrato obtuvieron licencias por contingencias para sacar madera afectada por incendios forestales, durante los años 1996 y 1997. Pero el mayor disturbio fue observado en el periodo 2000 – 2003, lo que lleva a la conclusión que el nivel más alto de deterioro es también debido a la tala ilegal (Tabla 1, Anexo 1: Pág. 61).

Tabla 1. Predios con Programa de Manejo Forestal autorizado y cambios en el bosque denso 1993–2006.

No.	Tipo	Predios		PMF		Bosque denso			Tasa de cambio (%)
		Nombre	Superficie total (ha)	Volúmen Autorizado (m ³)	No. Áreas de corta	1993 (ha)	2006 (ha)	□ 1993-2006 (ha)	
1	Ej	Rincón de Ahorcados	298	3877	4	219	227	8.9	0.3
2	Ej	San Francisco de los Reyes	673	28623	13	588	595	7.3	0.1
3	Ej	Los Remedios ^a	173	7191	13	131	132	1.3	0.1
4	Ej	El Paso	451	24100	13	401	401	0.0	0.0
5	Ej	Aputzio de Juarez	79	4514	22	70	70	0.0	0.0
6	Ej	San José Corrales	585	29098	10	573	570	-3.0	-0.0
7	Ej	Rosa Azul	410	10843	14	324	322	-1.7	-0.0
8	PP	Zacatón	276	5422	6	178	176	-2.1	-0.1
9	Ej	Chinca o Emiliano Zapata ^a	367	25848	13	321	317	-4.0	-0.1
10	Ej	El Calabozo ^a	549	15221	14	474	468	-6.6	-0.1
11	Ej	Santa Ana ^a	222	12183	5	143	141	-2.2	-0.1
12	Ej	Cerro Prieto ^a	301	7287	7	240	235	-4.5	-0.1
13	Ej	Senguio ^a	576	10177	17	445	420	-25.0	-0.4
14	Ej	Anganguero ^a	4125	27014	31	917	859	-57.7	-0.5
15	Cl	Francisco Serrato ^a	884	11704	11	786	735	-51.7	-0.5
16	Cl	Crescencio Morales Nte. ^a	2589	97264	12	2000 ^b	1793	-207.3	-0.8
17	Ej	Ocampo	845	9736	19	538	475	-63.6	-1.0
18	Ej	El Rosario ^a	2609	31351	23	1188	1045	-143.2	-1.0
19	Ej	Manzana de Carindapaz	314	5045	11	148	130	-18.3	-1.0
20	Ej	Tupátaro	366	12421	14	297	255	-42.0	-1.1
21	Cl	Curungueo ^a	542	423	5	486	410	-75.4	-1.3
22	Ej	Arroyo Seco	176	1426	2	133	89	-43.2	-3.0
23	Ej	El Asoleadero ^a	1469	5018	643	366	233	-132.8	-3.4
24	Cl	San Cristóbal ^a	1565	1252	13	190	49	-140.5	-9.8
25	Ej	Francisco Serrato	266	927	13	246	32	-214.6	-14.5
26	Ej	Emiliano Zapata	366	9646	240	261	1	-259.8	-33.5
Total			21075	397611		11661	10179	-1482	
% Bosque denso en 1993-2006						(100%)	(87.3%)	(12.7%)	

^a Predios con parte de su superficie en zona núcleo de la RBMM.

^b Superficie de cubierta de bosque denso en 1993-2000, antes de la cancelación de su PMF debido a la delimitación de la nueva zona núcleo. Después de lo anterior ha sido extracción No autorizada (2000 – 2006).

Ej: Ejido; Cl: Comunidades Indígenas; PP: Propiedades Privadas.

El comportamiento de estos predios con PMF no es homogéneo. Aquellos predios que no mostraron pérdidas variaron de 64% a 98% de su superficie cubierta por bosque denso durante el periodo inicial de observación. Los predios en ambos extremos son ejido Santa Ana (143/222 ha) y el ejido San José Corrales (573/585 ha). Aquellas propiedades que presentaron pérdidas variaron de 12% a 92% de bosque denso en 1993, y son respectivamente representadas por la Comunidad Indígena San Cristóbal (190/1565 ha) y el ejido Francisco Serrato (246/266 ha).

4.2.2. Predios sin PMF

Dos propiedades carentes de PMF incrementaron su superficie de bosque denso, con tasas de ganancia de 1.2% (Hervidero y Plancha) y 9.7% (Rincón de Soto 2do Cuartel). Estas propiedades con las tasas más altas de ganancia corresponden a aquellas que tuvieron menos superficie cubierta de bosque denso en el primer periodo de observación (Tabla 2, Anexo 2: Pág. 62). Durante 1993-2006 hubo 10 propiedades sin cambio, o al menos sin cambio perceptible. Las 14 propiedades restantes carentes de PMF mostraron pérdidas de su cubierta de bosque denso con tasas promedio anuales que variaron de 0.5% en el grupo de Propiedades privadas, hasta la total eliminación de su bosque denso en Lomas de Aparicio (la cual es un anexo de la Comunidad Indígena de Crescencio Morales; Tabla 2, Anexo 2: Pág. 62).

Tabla 2. Predios sin manejo forestal autorizado y cambios en el bosque denso, 1993 y 2006.

No.	Tipo	Predios		Bosque Denso			Tasa de cambio (%)
		Nombre	Superficie total (ha)	1993 (ha)	2006 (ha)	□ 1993-2006 (ha)	
1	PP	R. de Soto 2do. Cuartel de Rond.	555	64	216	151.8	9.7
2	Ej	Hervidero y Plancha ^a	816	235	276	40.8	1.2
3	PF	Propiedad Federal ^a	600	483	500	16.4	0.3
4	PE	Propiedad Estatal ^a	114	104	104	0.0	0.0
5	Ej	San José Ixtapa 1	129	129	129	0.0	0.0
6	Ej	San José Ixtapa 2	9	9	9	0.0	0.0
7	CI	C.I. Carpinteros ^a	307	240	237	-3.0	-0.1
8	Ej	Santa María la Ahogada	11	11	11	-0.3	-0.2
9	Ej	2da. Fracción del Calabozo ^a	544	459	446	-12.7	-0.2
10	CI	C.I. Donaciano Ojeda ^a	2137	1445	1402	-42.7	-0.2
11	Ej	San Miguel Chichimequillas	803	622	589	-33.1	-0.4
12	Ej	Jesús de Nazareno ^a	205	165	156	-9.1	-0.4
13	PP	Propiedades Privadas	2691	2053	1924	-128.8	-0.5
14	Ej	Contepec Dotación ^a	211	171	155	-15.9	-0.7
15	Ej	San Juan Zitácuaro 1	467	404	347	-56.5	-1.1
16	Ej	Contepec Ampliación 2 ^a	297	160	137	-23.2	-1.2
17	Ej	Contepec Ampliación 1 ^a	427	199	170	-29.3	-1.2
18	PP	Rincón de Soto ^a	197	124	105	-19.8	-1.3
19	Ej	Hervidero y Plancha Amp. ^a	134	42	34	-8.2	-1.6
20	Ej	Nicolás Romero ^a	590	490	391	-98.4	-1.7
21	Ej	San Juan Zitácuaro 2	226	173	131	-41.4	-2.1
22	CI	C.I. Nicolás Romero ^a	1998	1280	895	-385.1	-2.7
23	CI	C.I. San Felipe los Alzati ^a	206	87	53	-33.7	-3.6
24	CI	C.I. San Juan Zitácuaro	116	101	60	-41.0	-3.9
25	CI	C.I. Crescencio Morales Sur ^a	3605	1546	610	-936.6	-6.8
26	CI	Lomas de Aparicio	185	26	0	-25.2	-27.9
Total			17579	10821	9086	-1735	
% Bosque denso en 1993-2006				(100%)	(84%)	(16%)	

^a Predios con parte de su superficie en la zona núcleo de la RBMM.

Ej: Ejido; CI: Comunidades Indígenas; PP: Propiedades Privadas; PF: Propiedad Federal; PE: Propiedad Estatal.

Para este análisis consideramos 2 circunstancias especiales, donde la nueva zona núcleo (año 2000) afectó la totalidad de las áreas autorizadas en el PMF. Primero: el Ejido Jesús de Nazareno obtuvo su licencia de manejo forestal solo 6 meses antes de que sus áreas de corta autorizadas formaran parte de la zona núcleo del decreto del año 2000. Por lo tanto consideramos a ésta como una propiedad sin PMF, ya que su permiso fue cancelado antes de que su primera extracción legal fuera llevada a cabo. Segundo: dividimos la C.I. Crescencio Morales en 2 secciones: Norte y Sur. La primera con PMF (1998-2008), y la segunda sin PMF durante nuestro periodo de estudio. La C.I. de Crescencio Morales Norte ejecutó su PMF debidamente durante los primeros 3 años, posteriormente fue cancelado debido a la implementación del decreto del año 2000 y a conflictos agrarios al interior de la comunidad.

Cerca del 16% del área de bosque denso fue también perdida en propiedades sin PMF desde el año de 1993, un área comparable a la de aquellos predios con PMF. Todas las propiedades sin PMF tuvieron entre el 60-70% de su área cubierta por bosque denso en 1993.

4.3. Procesos de cambio entre predios con y sin PMF

Las pruebas estadísticas aplicadas para identificar posibles diferencias en los procesos de cambio, entre predios con y sin PMF autorizado, no mostraron diferencias significativas en las tasas de cambio anuales, en tres de los cuatro procesos de cambio analizados: Revegetación ($U = 3$; $p = 0.5126$), Recuperación ($U = 2$; $p = 0.2752$), y Perturbación ($U = 2$; $p = 0.2752$). Solo encontramos diferencias significativas en el área de bosque afectada por el proceso de deforestación por cambio en el uso del suelo ($U = 0$, $p = 0.0495$).

4.3.1. Predios con PMF

Los resultados muestran que la deforestación por cambio en el uso del suelo fue baja en los predios con PMF y prácticamente nula dentro de las áreas de corta durante los tres periodos estudiados. El proceso dominante fue la perturbación por aclareo, con la tasa promedio anual más alta (2.4%) en el periodo 2000–2003 con aproximadamente 1000 ha. La mayor perturbación en este periodo se registró en predios manejados de la

parte central de la reserva, altamente asociados con propiedades con una alta subdivisión de áreas de corta anuales. Dos propiedades que mostraron la más alta degradación de sus bosques y tenían PMF, fueron los ejidos El Asoleadero y Emiliano Zapata. El análisis espacial mostró altos grados de fragmentación: 643 áreas de corta para ser aprovechadas en 10 años en el caso del Asoleadero (44 áreas de corta por km²) y 240 áreas de corta también para 10 años en el Ejido Emiliano Zapata (66 áreas de corta por km²). En contraste, el promedio de áreas de corta encontrado en el resto de las propiedades con PMF fue de 13, correspondiendo a dos áreas de corta por km². Similar al caso anterior, el periodo con mayor deterioro fue el de 2000-2003 (Figura 3, Figura 4).

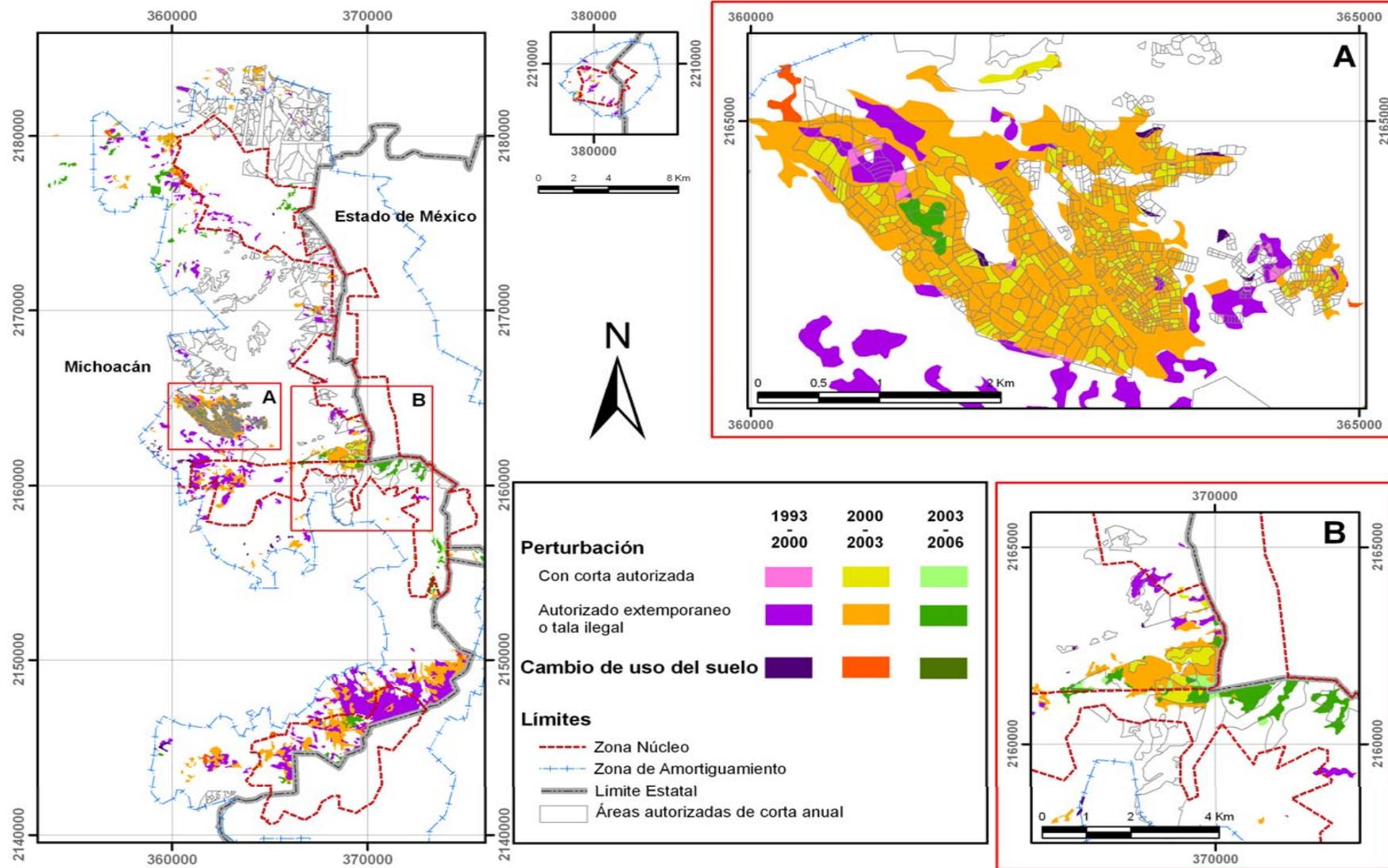


Figura 3. Procesos de pérdidas en la cubierta forestal por extracción autorizada y no autorizada en la RBMM, en el estado de Michoacán, entre 1993 y 2006.

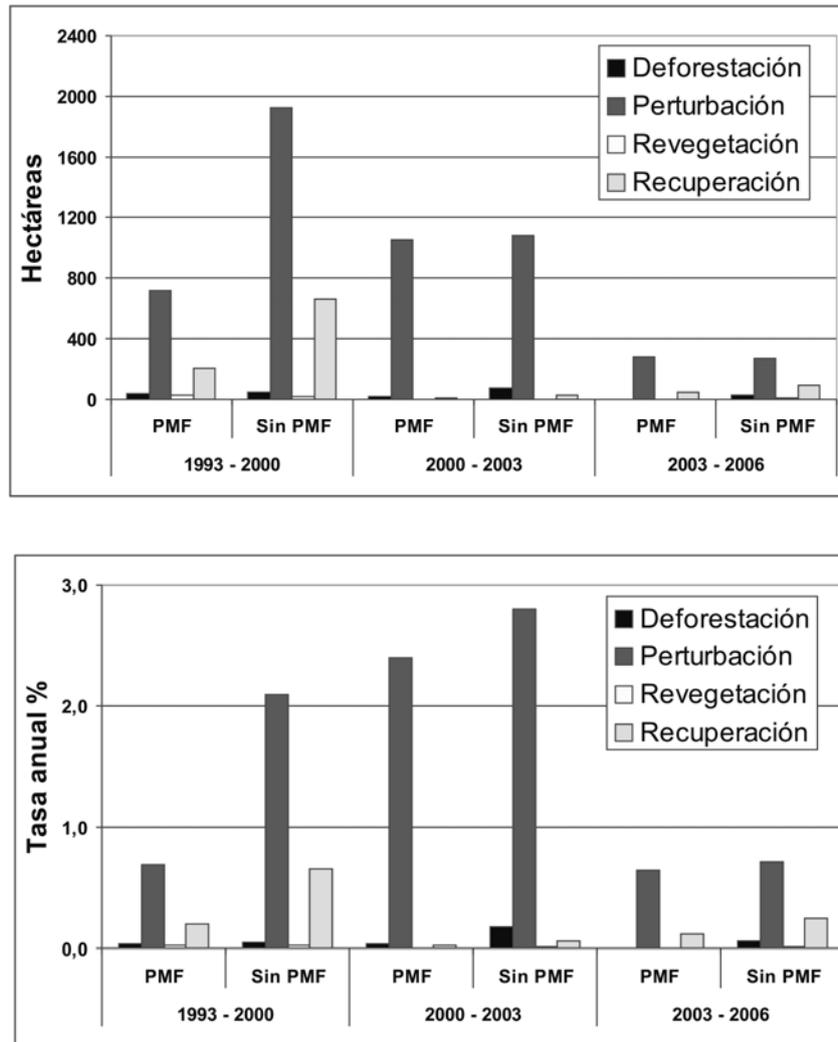


Figura 4. Procesos de cambio en la cubierta forestal en predios con y sin programa de manejo forestal autorizado en la RBMM en el estado de Michoacán entre 1993 y 2006, en hectáreas y tasa anual (%).

Dentro de los predios con PMF, el análisis estadístico mostró diferencias significativas ($U=30$; $p = 0.0457$) relacionadas con el número de extracciones por ciclo de corta de 10 años. Las tasas más altas de perturbación fueron encontradas en aquellos predios que recibieron permisos de extracción de toda la posibilidad de madera de sus bosques entre 1 y 6 intervenciones en el ciclo de corta de 10 años y no en 10 intervenciones (1 anual) como lo marca el método de manejo aplicado.

La representación espacial de los procesos de cambio en la cobertura asociados con las áreas de corta de los PMF nos permitió diferenciar entre las pérdidas debidas al efecto directo del manejo forestal autorizado y aquellas debidas a la tala ilegal o extemporánea (Figura 3).

Durante los 3 periodos observados un total de 7161 ha fueron autorizadas legalmente para extracción forestal, sin embargo, solamente 2039 ha (28%) mostraron perturbación prominente, 15% de ellas fueron aprovechadas dentro del periodo autorizado (310 ha), y 85% fuera de periodo (1729 ha). De esa manera, el 72% de las áreas de corta con PMF autorizado no mostraron perturbación significativa.

4.3.2. Predios sin PMF

En los predios sin PMF identificamos pequeñas superficies que cambiaron a usos del suelo no forestales. La tasa anual más alta de deforestación (0.2%) ocurrió durante el segundo periodo con cerca de 71 ha (Figura 3 y Figura 4).

En propiedades sin PMF, la perturbación es también el proceso dominante, afectando a más de 3200 ha de 1993 a 2006. Considerando la ausencia de PMF y autorizaciones de extracción forestal, esta perturbación es producto de tala ilegal (Figura 3 y Figura 4).

Los procesos de revegetación del bosque fueron menos intensos. La revegetación fue solamente identificada en el primer periodo de observación. La recuperación del bosque denso alcanzó valores de 24 ha (0.1%) en el periodo entre 2000-2003 a 657 ha (0.7%) entre el periodo 1993-2000 (Figura 3 y Figura 4).

5. DISCUSIÓN

Es común encontrar investigaciones acerca de la efectividad de las áreas naturales protegidas (ANP) mediante comparaciones dentro y fuera de las mismas. Sin embargo, no se encontraron comparaciones entre el manejo forestal y el no manejo dentro de la misma ANP. Esto representa una importante área de investigación que ha sido pobremente estudiada, considerando el número de ANPs en el mundo que permiten el manejo forestal al interior de las mismas.

La mitad de las propiedades analizadas en el presente estudio no tuvieron PMF de 1993 a la fecha. Con la excepción de las propiedades Federal y Estatal, el

resto de ellas podrían implementar sus PMF en áreas fuera de la zona núcleo de la RBMM (LGEEPA, 2007). En ese sentido, debido a que el manejo legal de los bosques genera fuentes de empleo e ingresos económicos que mejoran el nivel de vida de los propietarios del recurso forestal, una adecuada promoción y monitoreo de los PMF podría aliviar la presión que esta siendo ejercida sobre los bosques (Merino y Hernández, 2004; Siry et al., 2005; Honey-Rosés, 2009b). Adicionalmente, los PMF se supone que están diseñados para asegurar la preservación del recurso a largo plazo debido a que los métodos de manejo empleados permiten la regeneración natural del bosque (LGDFS, 2003).

Comparando solamente el bosque denso, en propiedades con y sin PMF, las pruebas estadísticas no mostraron diferencias significativas en las tasas de cambio. Sin embargo, la perturbación esta presente en ambos casos. En bosques manejados es debido a las propias extracciones preescritas por los aprovechamientos (SEMARNAP, 1998), con el beneficio social de la distribución de los recursos obtenidos del bosque, tanto económicos como ambientales. Mientras que en los bosques sin un manejo autorizado, la perturbación es debida a la tala ilegal, promoviendo mafias y concentrando los beneficios económicos en unos cuantos.

Esta investigación muestra una tasa promedio anual de pérdida de bosque denso de 2.28%, y 1.61% cuando se considera al bosque denso y el resto del bosque previamente perturbado. Estas tasas son similares a las reportadas por otros autores para la misma zona, a pesar de que son en áreas de estudio y periodos ligeramente diferentes (CONANP, 2001; Brower et al., 2002; Ramírez et al., 2003).

El periodo de tiempo estudiado (13 años) puede no resultar suficiente en algunos casos, para poder observar la recuperación total de los estratos superiores de las copas de los árboles, ya que los espacios generados por extracción en las áreas de corta bajo PMF, de acuerdo al MMOBI aplicado, pueden variar en tamaño por diversos factores, como pueden ser: el tipo de selección de extracción de los árboles por rodal, individual o en grupos en este ultimo caso el espacio dejado por la extracción, es más grande y le lleva mas tiempo el recuperarse, ya que desde la entrada de la luz solar en las nuevas aperturas y la regeneración natural objetivo del método (SEMARNAP, 1998), las coníferas pueden tardar hasta 25 años en alcanzar

el máximo incremento medio anual en altura (Andenmatten y Letorneau, 1998; Cornejo et al., 2005) y por consiguiente sus volúmenes y radios máximos de copas (Gill et al., 2000; Yu et al., 2003).

Las cinco propiedades con PMF cuyos permisos de extracción forestal terminaron en el año 2006 con ciclos de corta comprendidos dentro del periodo estudiado, mostraron casi una completa conservación de su cubierta de bosque denso, como fue observada en el año inicial de 1993 (Anganguero 94%, Santa Ana 98%, San José Corrales 99%, Rosa Azúl 99% y San Francisco de Los Reyes 100%).

Contrario a esto, en dos de los cinco predios con PMF que mostraron un muy alto grado de degradación del bosque (El Asoleadero y Emiliano Zapata). Sus pérdidas son directamente atribuibles a una elevada parcelización de sus áreas de corta, producto de una mala estrategia de planeación en sus PMF (hasta 66 áreas de corta por Km²).

Lo anterior situación es análoga a diferentes mecanismos de fragmentación en áreas con actividades de extracción forestal maderable sin PMF y en territorios comunales que han sido parcelados para un uso individual (Bray et al. 2007). Así mismo, Gustafson y Loehle (2006) y Brooks (2003) afirman que la parcelización de grandes porciones de bosque en numerosas partes pequeñas, impide un eficiente uso de la silvicultura e incrementa el deterioro del bosque. Además, de acuerdo con Gobster y Rickenbach, (2004), aquellos terrenos altamente parcelizados son a menudo más difíciles y costosos de manejar resultando en bajas ganancias económicas y, por consiguiente, con pocos incentivos para continuar con el manejo sustentable (Kittredge et al., 1996).

Considerando el análisis espacial, menos del 30% de las áreas de corta autorizadas presentaron una perturbación considerable del bosque. Además, considerando la perturbación total del bosque observada de 1993 a 2006 (5239 ha), en ambos predios con y sin PMF, la extracción llevada a cabo de acuerdo al plan de manejo autorizado, explica solamente el 6% (310 ha) de la perturbación total, mientras que el 33% (1729 ha) es explicado por extracciones extemporáneas en áreas autorizadas, y el 61% (3200 ha) por tala ilegal en áreas no autorizadas.

Esto añade argumentos al debate impulsado por investigaciones similares hechas en áreas con talas autorizadas y ANPs sin manejo, donde se ha encontrado que la degradación es similar o más grande dentro de las ANPs sin manejo (Liu et al., 2001; Bray et al., 2007; Durán et al., 2007; Ellis y Porter-Bolland, 2008). Se observa que la tala ilegal esta teniendo un gran impacto en contra de la conservación del bosque, conduciendo a la proliferación de mafias que se benefician de estas ganancias ilícitas (Honey-Rosés, 2009b). Un adecuado manejo del bosque es menos perjudicial para el ambiente y proporciona una mayor distribución de los beneficios económicos.

La mejor estrategia en contra de la tala ilegal es el monitorear y hacer accesibles los resultados para el público en general. El monitoreo es una herramienta muy útil que puede ser usada para dar seguimiento a los PMF o áreas donde actividades de tala ilegal están ocurriendo, y para crear conciencia pública de esta problemática. La percepción remota de imágenes generadas por el satélite y fotografías aéreas, nos permiten ser más eficientes en evaluaciones espaciales. Otros métodos de monitoreo como visitas de inspecciones periódicas a las áreas de corta, pueden ser combinadas con los insumos espaciales previamente mencionados para ayudar a las autoridades y poseedores del bosque para la toma de decisiones mejor fundamentadas (Blundell y Gullison, 2003; Richards et al., 2003; Smith, 2004).

Lo anterior implica una clara delimitación de los límites de propiedad y de las áreas de corta en el bosque, tanto de las autoridades como de los beneficiarios del bosque. Esto es muy importante porque la tala ilegal esta directamente relacionada, entre otras cosas, al tipo de propiedad y a la posesión de la misma (Southworth y Tucker, 2001; McElwee, 2004). En nuestro análisis espacial, detectamos un solapamiento en propiedades vecinas de 400 ha, así como también, 200 ha de áreas de corta de propiedad indefinida (2.4% del total de áreas de corta autorizadas). Lo anterior puede causar conflictos sociales debido a la invasión de áreas vecinas.

Finalmente, el procedimiento llevado a cabo para este análisis puede ser una herramienta efectiva para monitorear la implementación de los programas de manejo forestal, desde el momento de otorgarlos y hasta su término. Incluso convendría que

los técnicos forestales que solicitaran dicho permiso entregarán los mapas de áreas de corta, y demás documentos, en formato digital. Esto permitiría tener un cubrimiento amplio para detectar anomalías, y servir para tomar decisiones mejor fundamentadas en el sentido de renovar, rediseñar o cancelar permisos de extracción forestal.

Agradecimientos

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de doctorado otorgada al primer autor. Al apoyo financiero proporcionado por el proyecto PAPIIT-UNAM IN114707. A la SEMARNAT-Michoacán por la información oficial otorgada sobre los predios de la RBMM. Un agradecimiento especial a todos los dueños de los ejidos y comunidades visitadas por su amabilidad y hospitalidad, y a la Dirección de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca por facilitarnos el trabajo de campo e información. A los revisores anónimos del manuscrito por sus muy atinadas observaciones. A los Doctores Margaret Skutsch, Jordi Honey-Rosés y Ángel Priego por sus valiosos comentarios en las versiones previas del manuscrito, y también a Laura Altamirano por su ayuda en la creación de la base de datos y a Armando Medrano por su invaluable ayuda y compañía en todos los trabajos de campo.

Referencias

- Andam, K., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, A.G., Robalino, J.A., 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings on the National Academy of Sciences (PNAS)*. (105) 42: 16084-16089.
- Andenmatten, E., Letourneau, F., 1998. Curvas de índice de sitio y crecimiento en altura para Pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii*) (Mirb.) Franco de aplicación en la Región Andino Patagónica de las provincias de Río Negro y Chubut, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 103 (1):69-75.
- Blundell, A.G., Gullison, R.E., 2003. Poor regulatory capacity limits the ability of science to influence the management of mahogany. *Forest Policy and Economics*. 5: 395-405.

- Bray, D. B., Durán-Medina, E., Merino-Pérez, L., Torres-Rojo, J.M., Velázquez-Montes, A., 2007. Nueva Evidencia: Los Bosques Comunitarios de México Protegen el Ambiente, Disminuyen la Pobreza y Promueven la Paz Social. Informe de Investigaciones. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C.
- Bray, D. B., Merino, P. L., 2005. La experiencia de las comunidades forestales en México. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México D.F.
- Brooks, R. T., 2003. Abundance, distribution, trends, and ownership patterns of early-successional forests in the northeastern United States. *Forest Ecology and Management*. 185: 65-74.
- Brower, L. P., Castilleja, G., Peralta, A., López, J., Bojórquez, L., Díaz, S., Melgarejo, D., Missrie, M., 2002. Quantitative changes in forest quality in a principal overwintering area of the monarch butterfly in Mexico, 1971-1999. *Conservation Biology* 16 (2): 346-359.
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., Da Fonseca, G. A., 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*. 291: 125-127.
- CONANP, 2001. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México.
- Cornejo, O. E., Pereyra, G. J., Mares, A. O., Valencia, M. S., Flores, L. C., 2005. Índice de sitio para *Pinus montezumae* Lamb. en la región de C.D. Hidalgo, Michoacán. *Revista Fitotecnia Mexicana* 28: 213-219.
- DeFries, R., Hansen, A., Turner, B. L., Reid, R. and Liu, J., 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications*, 17(4), pp: 1031–1038.
- DOF, 1986. Diario Oficial de la Federación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Desarrollo Urbano y Ecología. México, D.F., jueves 9 de octubre de 1986. pp: 33-42.
- DOF, 2000. Diario Oficial de la Federación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México, D.F., viernes 10 de noviembre de 2000. pp: 5-29.
- DOF, 2008. Diario Oficial de la Federación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. NORMA Oficial Mexicana NOM-152-SEMARNAT-2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., viernes 17 de octubre de 2008. pp: 1-24.

- Durán, M. E., Mas, J. F., Velázquez, M. A., 2007. Cambios en las coberturas de vegetación y usos del suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México. In: Los Bosques Comunitarios de México: Manejo sustentable de paisajes forestales. Bray, D., Merino-Pérez, L., Barry, D. (eds.) México, D.F. Instituto Nacional de Ecología (Ed.), pp: 267-299.
- Ellis, E. A., Porter-Bolland, L., 2008. Is community-based forest management more effective than protected areas? A comparison of land use/land cover change in two neighbouring study areas of the Central Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256: 1971–1983.
- FAO, 1996. Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Rome, p. 130.
- Fowler, J., Cohen, L., 1999. Estadística básica en ornitología. SEO/BirdLife. Madrid, España. pp: 101-103.
- Gill, S. J., Biging, G. S., Murphy, E. C., 2000. Modeling conifer tree crown radius and estimating canopy cover. *Forest Ecology and Management*. 126: 405-416.
- Giménez, A. J., Ramírez, R. M. I., Pinto, M., 2003. Las comunidades vegetales de la Sierra de Angangueo (Estados de Michoacán y México, México): clasificación, composición y distribución. *Lazaroa*. 24: 87-111.
- Giménez, J., M.I.Ramírez. 2004. Análisis fitosociológico de los bosques de oyamel (*Abies religiosa* HBK-Cham.& Schlecht.) de la Sierra de Angangueo, región central de México. *Fitosociologia* 41 (1): 91-100.
- Gobster, P. H., Rickenbach, M. G., 2004. Private forestland parcelization and development in Wisconsin's Northwoods: perceptions of resource-oriented stakeholders. *Landscape and Urban Planning*. 69:165–182.
- Gustafson, E. J., Loehle, C., 2006. Effects of parcelization and land divestiture on forest sustainability in simulated forest landscapes. *Forest Ecology and Management*. 236: 305-314.
- Hockings, M., 2003. Systems for assessing the effectiveness of management in Protected Areas. *BioScience*. Vol. 53 No. 9. pp: 823-832.
- Honey-Rosés, J., 2009a. Disentangling the proximate factors of deforestation: the case of the monarch butterfly biosphere reserve in Mexico. *Land Degradation & Development*. 20: 22–32.
- Honey-Rosés, J., 2009b. Illegal Logging in Common Property Forests. *Society and Natural Resources*. 22: 916–930.

- Honey-Rosés, J., López, G. J., Rendón, S. E., Peralta, H. A., Galindo, L. C., 2009. To pay or not to pay? Monitoring performance and enforcing conditionality when paying for forest conservation in Mexico. *Environmental Conservation*. 36 (2): 120-128.
- IUCN. 1999. (International Union for Conservation of Nature) Management effectiveness in forest protected areas. A proposal for a global system of assessment. Third Meeting of the Intergovernmental Forum on Forest of the Commission on Sustainable development, May 4-14 1999: Geneva, Switzerland.
- Kittredge, Jr. D.B., Mauri, M.J., McGuire, E.J., 1996. Decreasing woodlot size and the future of timber sales in Massachusetts: when is an operation too small? *Northern Journal of Applied Forestry*. 1: 96-101.
- Lewis, D., Kaweche, G. B., Mwenya, A., 1990. Wildlife Conservation Outside Protected Areas-Lessons from an Experiment in Zambia. *Conservation Biology*. Vol. 4, No. 2. pp: 171-180.
- LGDFS, 2003. Ley general de desarrollo forestal sustentable. Diario oficial de la federación publicada el 25 de febrero de 2003. México. pp: 4.
- LGEEPA, 2007. Ley general de equilibrio ecológico y protección al ambiente. Diario oficial de la federación publicada el 5 de julio de 2007. México. pp: 25-27.
- Liu, j., Linderman, M., Ouyang, Z., An, L., Yang, J., Zhang. H., 2001. Ecological Degradation in Protected Areas: The Case of Wolong Nature Reserve for Giant Pandas. *Science*. Vol. 292. no. 5514, pp: 98 – 101.
- Mackinnon, J., Mackinnon, K., Child, G., Thorsell, J., 1990. Manejo de áreas Protegidas en los trópicos. Biocenosis, A.C. México. UICN. pp: 15 – 20, 88 – 89.
- Madrigal X., 1967. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de Oyamel -*Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham.- en el valle de México. Bol. Técnico. INIF 18: 13-77.
- Mannigel, E., 2008. Integrating Parks and People: How Does Participation Work in Protected Area Management?. *Society & Natural Resources*. 21:6, 498-511.
- McElwee, P. 2004. You say illegal, I say legal: the relationship between “illegal” logging and land tenure, poverty, and forest use rights in Vietnam. *Journal of Sustainable Forestry*. 19 (1): 97-135.

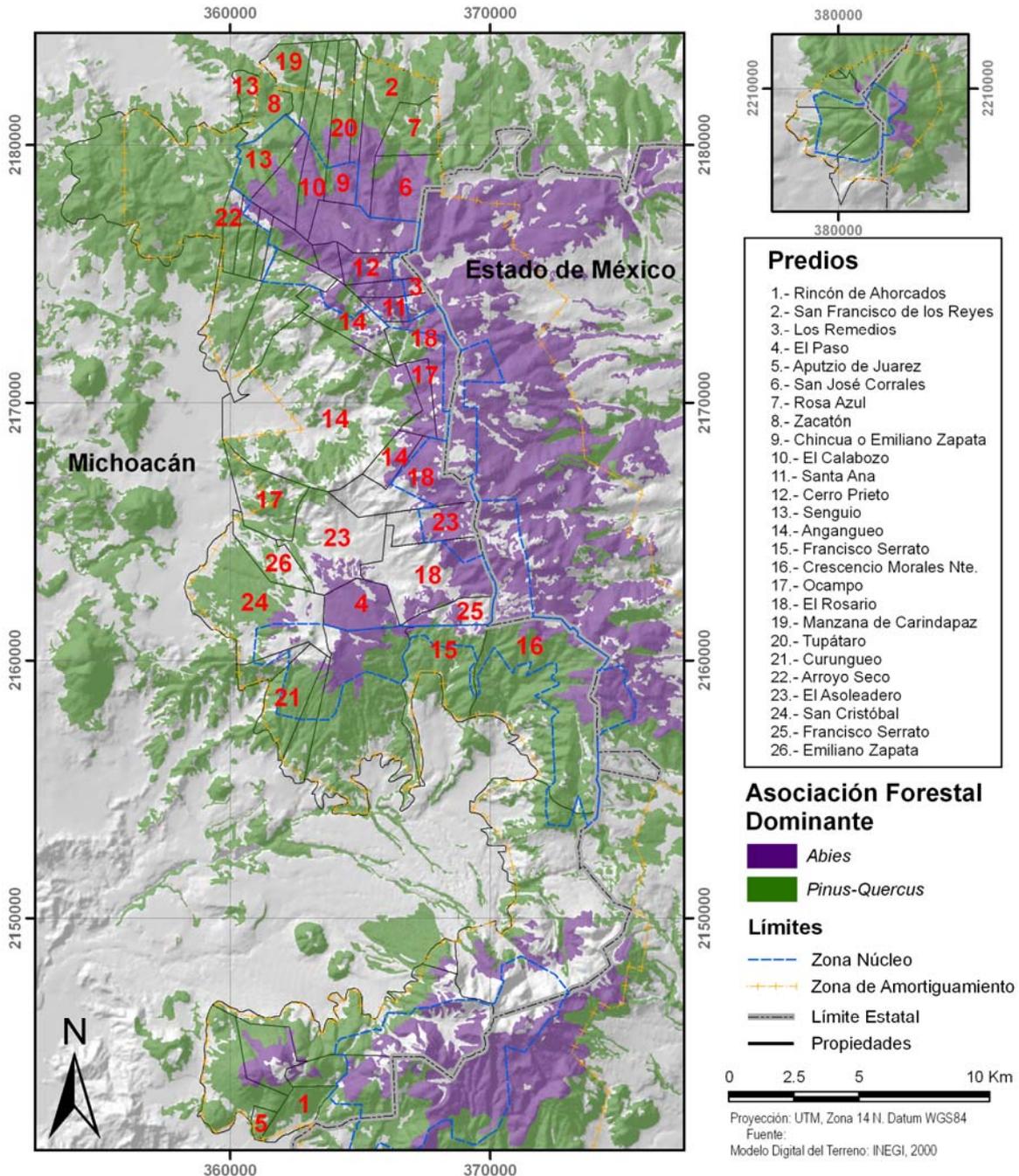
- Mendoza, M. A., Fajardo, J., Zepeta, J., 2005. Landscape based forest management, a real world case study from Mexico. *Forest Ecology and Management*. 209: 19-26.
- Merino, P. L., Hernández, A. M., 2004. Destrucción de instituciones comunitarias y deterioro de los bosques en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Sociología*. Año 66, núm. 2:261-309.
- Missrie, M., Nelson, K., 2007. Direct payments for conservation: lessons from the Monarch Butterfly Conservation Fund. In: *Biodiversity and Conservation: International Perspectives*, ed. A. Usha, pp. 189–212. Hyderabad, India: The Icfai University Press.
- Nadal, E. A., 2003. Natural protected areas and social marginalization in Mexico. IUCN. CEESP, Occasional Papers (1) September 2003: 1–31.
- Nagendra, H., 2008. Do Parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *Ambio*. Vol. 37, No. 5: 330-337.
- Naughton, T. L., Buck, H. M., Brandon, K., 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources*. 30: 219–252.
- Oberhauser, K., Cotter, D., Davis, D., Décaire, R., Elton, A., Galindo-Leal, C., Gallina, M.P., Howard, E., Lauriault, J., Macziewski, W., Malcolm, S., Martínez, F., Medina, J., McRae, M., Nernberg, D., Pisanty, I., Ramírez, M. I., Reyes, J.J., Wilson, A., 2008. North American Monarch Conservation Plan. Commission for Environmental Cooperation. Canada.
- Pimbert, M. P., Pretty, J. N., 1995. Parks, People and Professionals: Putting Participation into Protected Area Management. United Nations Research Institute for Social Development. Discussion Paper No 57. pp: 1-49.
- Ramírez, R. M. I., Giménez, A. J., Luna, L., 2003. Effects of human activities on monarch butterfly habitat in protected mountain forest, Mexico. *The Forestry Chronicle*. 79:242-246.
- Ramírez, R. M. I., Miranda, R., Zubieta, R., 2008. Serie Cartográfica Monarca. Vol. I Vegetación y Cubiertas del Suelo, 2006, Reserva de La Biósfera Mariposa Monarca, México. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental-UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de

- Ecología. <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/download/541.pdf> (consulted: January 15, 2010)
- Ramírez, R. M.I., Miranda, R., Zubieta, R., Jimenez, M., 2007. Land Cover and Road Network for the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico, 2003. *Journal of Maps*. v2007, pp. 181-190. 10.4113/jom.2007.60.
- Richards, M., Wells, A., Del Gatto, F., Contreras-Hermosilla, A., Pommier, D., 2003. Impacts of illegality and barriers to legality: a diagnostic analysis of illegal logging in Honduras and Nicaragua. *International Forestry Review*. 5 (3): 282-292.
- Román, C. R., Martínez, V. J., 2006. Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: Case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*. 20 (4): 1074-1086.
- SEMARNAP, 1998. Bases científicas para la elaboración de programas de manejo forestal en bosques de coníferas con fines de producción. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección General Forestal. pp: 1-16.
- Siry, J. P., Cubbage, F. W., Ahmed, M. R., 2005. Sustainable forest management: global trends and opportunities. *Forest Policy and Economics*. 7: 551- 561.
- Smith, W. 2004. The role of monitoring in cutting crime. *Journal of Sustainable Forestry*. 19 (1): 293-317.
- Southworth, J., Tucker, C., 2001. The Influence of Accessibility, Local Institutions, and Socioeconomic Factors on Forest Cover Change in the Mountains of Western Honduras. *Mountain Research and Development*. 21 (3): 276–283.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J., 2003. *Introducción a la Bioestadística*. Trad. Gabarrón, J. Reverté ediciones, S.A. de C.V. México D.F. pp: 212-219.
- UNESCO, 2009. Convention concerning the protection of the World Cultural and Natural Heritage. World Heritage Committee 32nd Session. 2-10 July, 2008., United Nations Education, Scientific and Cultural Organization. Paris, France. <http://whc.unesco.org/en/sessions/32COM/> (Accesed: October 2010).
- Velázquez, A., Durán, E., Ramírez, I., Mas, J.F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L., 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change*. 13: 175-184.
- Young, J. E., Sánchez, G. A., Hannon, S. J., Chapman, R., 2006. Trends in land cover change and isolation of protected areas at the interface of the southern

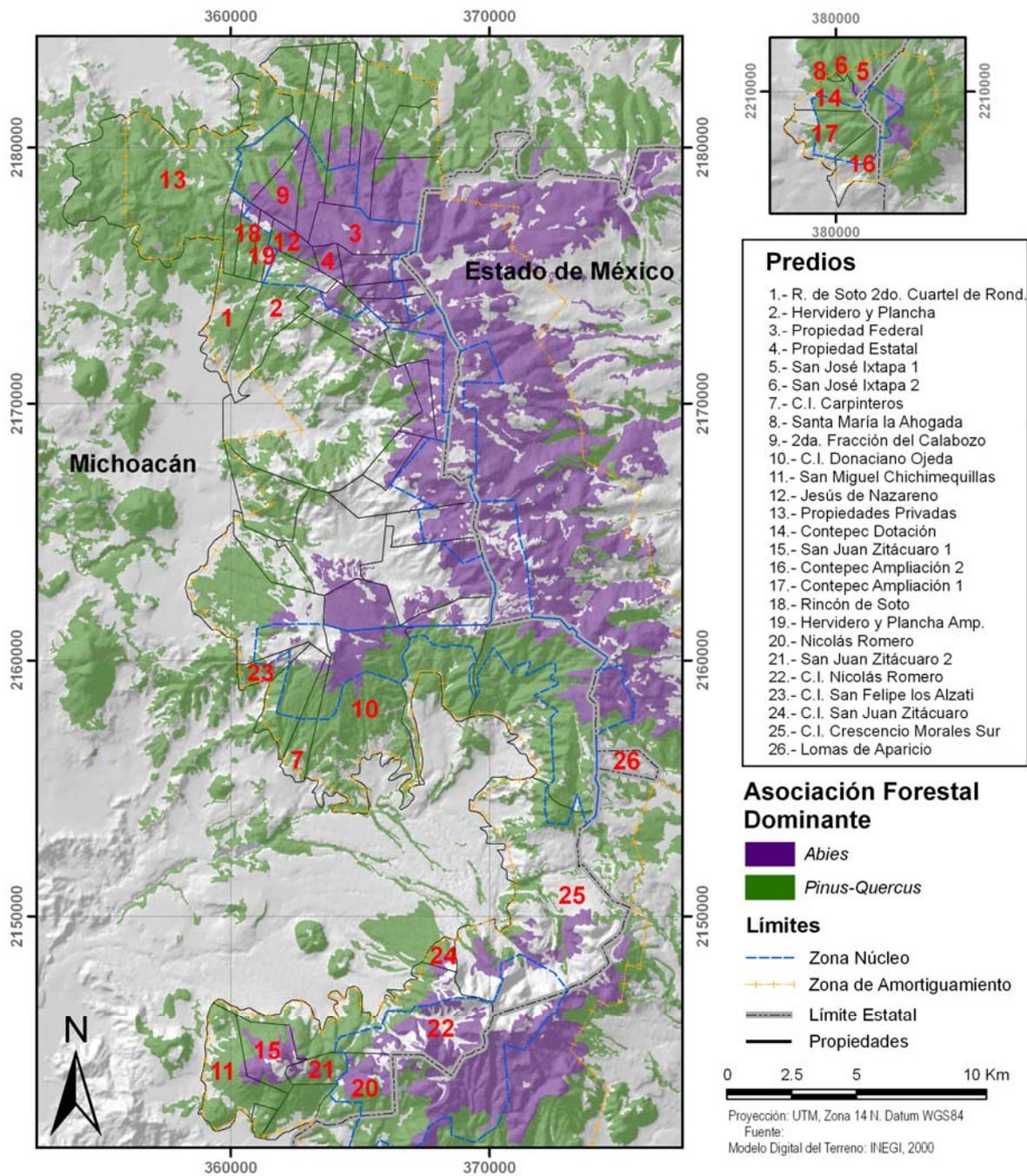
boreal mixedwood and aspen parkland in Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*. 230: 151-161.

Yu, S., Chambers, J. L., Tang, Z., Barnett, J. P., 2003. Crown characteristics of juvenile loblolly pine 6 years after application of thinning and fertilization. *Forest Ecology and Management*. 180: 345-352.

ANEXOS



Anexo 1. Asociaciones forestales dominantes y localización de los predios con Programa de Manejo Forestal, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.



Anexo 2. Asociaciones forestales dominantes y localización de los predios sin Programa de Manejo Forestal, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

CAPÍTULO II

EFFECTOS DEL MANEJO FORESTAL EN LA ESTRUCTURA Y RIQUEZA DE ESPECIES ARBÓREAS

RESUMEN

El aprovechamiento forestal maderable, puede resultar en modificaciones en la composición y estructura de los bosques. En este sentido, existen tres escenarios posibles como resultado del aprovechamiento forestal, ya que podría: aumentar, reducir o mantener sin cambios la diversidad y composición de especies de la comunidad arbórea de una localidad. En el primer escenario, se ha documentado que la extracción forestal puede aumentar la diversidad arbórea al facilitar el establecimiento de especies pioneras, típicas de las fases tempranas de la sucesión secundaria, como es el caso de distintos tipos de latifoliadas. Para el segundo escenario, cuando el aprovechamiento forestal maderable está dirigido a la extracción de solo una o algunas pocas especies de interés económico, puede provocar una reducción en el total de especies arbóreas, disminuyendo consecuentemente la diversidad de árboles, transformando algunos bosques en monocultivos forestales, al eliminar especies que no son de interés comercial para el silvicultor. Un escenario ideal, sería aquel en el cual no hay una modificación significativa de la diversidad y estructura del bosque, luego de un aprovechamiento forestal maderable.

En el presente trabajo evaluamos los efectos post cosecha del manejo forestal, en la diversidad y estructura arbórea dentro de los bosques de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), en su porción correspondiente al estado de Michoacán, en México. Para lo anterior, identificamos aquellos predios bajo PMF que estaban mejor conservados en su cubierta boscosa, e hicimos una comparación de diversas variables entre sitios de las asociaciones forestales de *Pinus-Quercus* y bosque de *Abies* y entre la edad de los sitios desde la última extracción forestal, que incluían sitios de manejo vigente o reciente, y aquellos sitios sin aprovechamiento reciente o manejo antiguo; para cada sitio se estimaron las siguientes variables de respuesta: riqueza de especies arbóreas, abundancia de individuos por especie,

número de renuevo y brinzales, tanto de coníferas como de latifoliadas, y finalmente el área basal de coníferas y latifoliadas ≥ 1.5 m de altura. Los resultados mostraron que para la variable riqueza, los bosques de *Pinus-Quercus* son más diversos que los de *Abies* y no hubo ningún efecto de la edad de manejo de los sitios; no se encontró una correlación entre la abundancia relativa de los géneros *Pinus* y *Abies* como especies dominantes y la edad desde la última extracción forestal. Sin embargo, se observó un valor de abundancia relativa para *Abies* del 80% y para los *Pinus* del 41%.

Los bosques de *Pinus-Quercus* presentan un mayor número de latifoliadas en las variables de: renuevo, brinzales y área basal, comparativamente con los bosques de *Abies*. Finalmente se encontró una correlación significativa para los brinzales y el área basal de *Abies religiosa*, ya que conforme aumenta la edad desde la última extracción forestal en estos sitios, encontramos una menor cantidad de brinzales pero una mayor cantidad de área basal en árboles ≥ 1.5 m de altura.

Se puede afirmar que las actuales prácticas de manejo forestal en la RBMM no han afectado de manera significativa a los bosques de *Abies*, que han demostrado ser más resilientes y compatibles con el tipo de manejo aplicado a lo largo del tiempo; y dichas prácticas de manejo, tampoco afectan de manera significativa a la mayoría de las variables estudiadas del género *Pinus*. Sin embargo, la baja abundancia relativa para este género, es comparable al resto de los bosques del país.

Palabras clave: Manejo forestal, estructura, composición, diversidad arbórea, riqueza de especies, reserva de la biosfera mariposa monarca.

1. INTRODUCCIÓN

El manejo forestal comprende el conjunto de acciones y procedimientos que tienen por objeto la ordenación, la protección, la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los recursos forestales de un ecosistema forestal (LGDFS, 2003; Pérez–Salicrup, 2005). El manejo forestal debe conducirse siguiendo planes con metas y objetivos específicos, en los cuales es fundamental considerar los principios ecológicos que originan y mantienen a los ecosistemas (Christensen, 1997), de tal forma que no se merme su productividad, la disponibilidad de recursos que de ellos se extraen, y los servicios que proveen (Franklin et al., 1997; LGDFS, 2003; Pérez–Salicrup, 2005). En México, el instrumento técnico a partir del cual se aprueban acciones de manejo forestal en las fases de planeación, ejecución y seguimiento, es el Programa de Manejo Forestal (PMF; LGDFS, 2003). Idealmente, todo PMF debe de garantizar el mantenimiento de la diversidad, abundancia y composición de especies durante y después del aprovechamiento.

El mantenimiento de la diversidad biológica es una de las principales aspiraciones a largo plazo de la silvicultura ecológica sustentable, o del manejo forestal con fines de extracción de madera (Lindenmayer et al., 2000). La diversidad biológica, sinónimo extendido de biodiversidad, es el resultado de un complejo e irreplicable proceso evolutivo, y ha sido definida como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluyendo la diversidad dentro de cada especie, entre las especies, y de los ecosistemas (Moreno, 2001; UNEP-SCDB, 2010). El mantenimiento de la biodiversidad se ha asociado con la adecuada provisión de muchos servicios ecosistémicos entre los que destacan alimentos, combustibles, materiales estructurales, productos medicinales, y recursos genéticos, así como procesos y funciones, como el reciclaje de nutrientes, el control del microclima local, y la regulación de procesos hidrológicos locales (Elton, 1958; Tilman, 1996; Enkerlin y Correa, 1997; Altieri, 1999; Chapin et al., 2000; Ostfeld y Keesing, 2000; Purvis y Hector 2000; Tilman, 2000; Bengtsson et al., 2000). Además, el mantenimiento de la diversidad en ecosistemas forestales se ha relacionado con una mayor estabilidad ecológica, con el mantenimiento de la productividad y la resistencia a perturbaciones (Enkerlin y Correa, 1997). Por ello, la planeación y ejecución del manejo forestal, y concretamente del aprovechamiento de productos maderables, no debe reducirse a

considerar exclusivamente la producción de madera, sino que debe de suponer el mantenimiento de los bienes y servicios que proveen los bosques, para lo cual es fundamental mantener adecuadamente la biodiversidad (Kangas y Kuusipalo, 1993; Enkerlin y Correa, 1997; Bengtsson et al., 2000).

La comunidad arbórea está compuesta por el conjunto de árboles de distintas especies, clases diamétricas, edades y alturas en una localidad dada. La diversidad de la comunidad arbórea puede considerarse y ha sido utilizada como un buen reflejo de la diversidad total de una localidad (del Río et al., 2003). La estructura de la comunidad arbórea vegetal puede describirse como la organización en el espacio de un tipo de vegetación o una asociación de plantas, mientras que la diversidad, puede describirse con varios índices, entre los cuales el más directo y fácil de cuantificar es la riqueza, o el número de especies o riqueza en una localidad dada (Danserau, 1957, Barkman, 1979 en Cortés, 2003).

En áreas bajo manejo forestal, el aprovechamiento maderable modifica la estructura, composición y diversidad de los bosques (del Río et al., 2003; Montes et al., 2005; Solís et al., 2006; Castellanos-Bolaños et al., 2008, Gutiérrez-Granados et al., 2011). Sin embargo, los cambios en diversidad y estructura asociados al aprovechamiento forestal pueden diferir notoriamente entre distintos ecosistemas, y bajo diferentes esquemas de aprovechamiento (Gutiérrez-Granados et al., 2011). En este sentido, el aprovechamiento podría aumentar, reducir o mantener sin cambios a la diversidad de la comunidad arbórea de una localidad.

En el caso del primer escenario, se ha documentado que el aprovechamiento forestal maderable puede resultar en modificaciones en las densidades relativas de las especies, cambios en las categorías de edades y tamaños, y en un aumento de las aperturas del dosel (Iida y Nakashizuka, 1995; Navarrete, 2001; Veteli et al., 2006; Neuendorff et al., 2007; Torras y Saura, 2008; Falk et al., 2008; Widenfalk y Weslien, 2009). Todos estos efectos del aprovechamiento podrían aumentar la diversidad arbórea al facilitar el establecimiento de especies pioneras, típicas de las fases tempranas de la sucesión secundaria, como es el caso de distintos tipos de latifoliadas y de pinos (Sánchez-Velásquez et al., 2009).

Sin embargo, las mismas perturbaciones arriba mencionadas, además de otros efectos asociados con el aprovechamiento forestal, como pueden ser el aumento de la fragmentación y la disminución de la conectividad entre diversas porciones del bosque, pueden reducir la disponibilidad de sitios que cumplan los requerimientos de hábitat de algunas especies (Etheridge et al., 2006). En tal caso, el aprovechamiento forestal maderable, particularmente cuando está dirigido a la extracción de solo una o algunas pocas especies de interés económico, puede provocar una disminución de especies arbóreas, reduciendo consecuentemente la diversidad de árboles (Jardel, 1985; Bawa, 1998; Chapin et al., 2000; Tomback et al., 2001; González-Martínez y Bravo, 2001; Mallik, 2003; Pereira, 2008). Por ejemplo, se ha documentado que como resultado de reiteradas intervenciones de aprovechamiento, se ha transformado la estructura y composición de algunos bosques en monocultivos forestales, al eliminar especies que no son de interés comercial para el silvicultor y que se consideran como competidoras de las que son objeto del aprovechamiento (Christensen y Emborg, 1996; Pérez-Salicrup, 2005; Torras y Saura, 2008).

El mejor escenario de un aprovechamiento forestal sostenible, sería aquel en el que se mantiene al bosque sin alteraciones significativas en su riqueza de especies y estructura. Un aumento artificial de diversidad, podría derivar en la reducción de la densidad de las especies objeto de aprovechamiento, lo cual podría resultar a su vez en una pérdida del interés de uso de suelo forestal, y aumentaría la presión de cambio hacia fines agrícolas, ganaderos o urbanos, lo que disminuiría aún más la diversidad. Una reducción de la diversidad, podría derivar en la pérdida de funciones y procesos ecosistémicos, y eventualmente, también fomentar el cambio de uso del suelo.

En la actualidad, todas las reservas de la biosfera en México se encuentran conformadas por zonas núcleo, rodeadas de zonas de amortiguamiento. En estas últimas, el aprovechamiento de los recursos está permitido bajo los lineamientos y reglas operativas encaminadas a mantener la integridad ecosistémica de la zona núcleo (UNESCO, 1974). Este es el caso de la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca (RBMM), ubicada en los estados de México y Michoacán (DOF, 2000). En la porción de la RBMM que corresponde a Michoacán, 92% de los predios con PMF

utilizan el método de extracción selectiva conocido como Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI). Este método tiene dos objetivos principales: 1) el mejoramiento del bosque, seleccionando para su extracción aquellos árboles mal conformados, dañados, plagados y seniles; y 2) la conformación de un bosque irregular, con poblaciones que tengan una composición de árboles de diferentes edades. Una de las directrices del método es abrir espacios en el dosel, como producto de la extracción de los árboles, con el propósito de permitir la regeneración natural del bosque (SEMARNAP, 1998).

El presente trabajo tiene por objetivo identificar los efectos post cosecha del manejo forestal en la diversidad y estructura de la comunidad arbórea dentro de los bosques de la zona de amortiguamiento en la porción Michoacana de la RBMM. Concretamente, buscamos evaluar si el aprovechamiento forestal puede asociarse con un aumento, una reducción, o un mantenimiento de la diversidad arbórea. Así mismo, se busca describir cuantitativamente, los cambios en la estructura de la comunidad arbórea relacionada con el aprovechamiento forestal. Esta información aportará elementos para evaluar la pertinencia de los planes de manejo actuales en dicha zona, y en su caso, sugerir modificaciones encaminadas a mantener los niveles de diversidad y la estructura del estrato arbóreo.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) se localiza entre los estados de México y Michoacán, comprende 4 municipios del primero y 6 del segundo (CONANP, 2001). Las coordenadas geográficas extremas de la reserva son: 19° 59' 42'' y 19° 18' 32'' de latitud norte y 100° 06' 39'' y 100° 22' 26'' de longitud oeste. Tiene una extensión de 56,259 ha, divididas en tres zonas núcleo con una superficie total de 13,551 ha y dos zonas de amortiguamiento de 42,708 ha de superficie total. El paisaje de la RBMM se caracteriza por un conjunto montañoso de origen volcánico cubierto por bosques de *Abies religiosa* y *Abies-Pinus* en las partes más altas (zonas núcleo), y de *Pinus-Quercus* y otras latifoliadas en las partes más bajas (zonas de amortiguamiento). Los suelos dominantes son andosoles, acrisoles y luvisoles, poco favorables para la agricultura pero adecuados para sustentar vegetación leñosa (Madrigal, 1994; Azcárate et al., 2003). Su uso forestal va dando

paso a un uso agropecuario conforme se desciende la ladera. Dentro de la RBMM existe sólo una pequeña localidad urbana dentro de la zona de amortiguamiento (Angangueo, Michoacán), así como unas pocas rancherías (Ramírez et al., 2005).

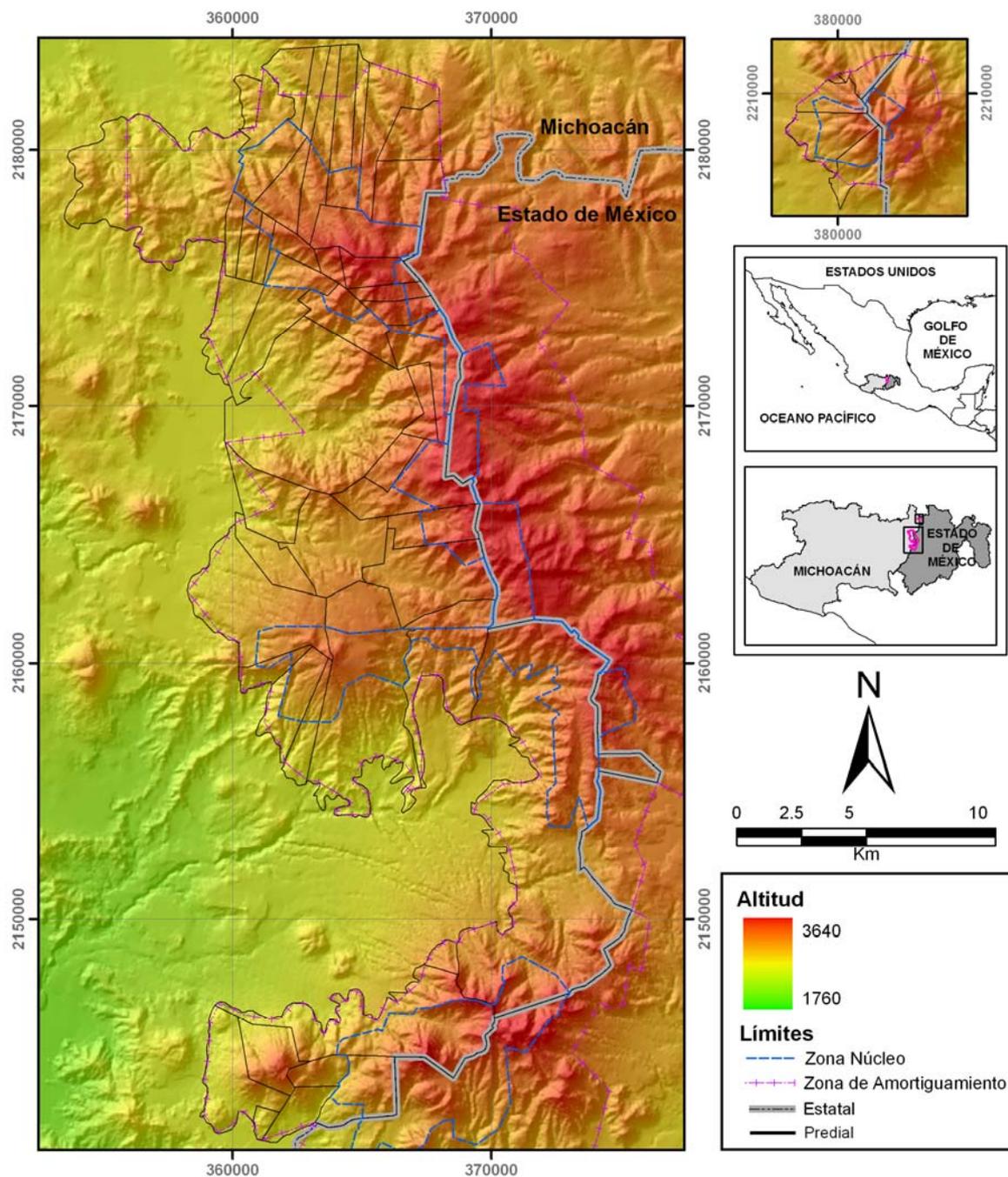


Figura 1. Localización del área de estudio.

La RBMM presenta dos tipos de clima, semifrío subhúmedo en las partes más altas, que corresponden a zonas dominadas por el género *Abies*, en elevaciones de

2600-3500 m; y, el templado subhúmedo, que corresponde a bosques de *Pinus-Quercus* de en altitudes de 2300-3000 m. Estos dos tipos de bosque son los principalmente aprovechados para la extracción de madera en la RBMM. En ambos climas las lluvias ocurren en verano (García, 1997). Las temperaturas medias anuales oscilan entre 8° y 22°C, y las precipitaciones promedio entre 700 y 1250 mm (García, 1997; CONANP, 2001).

3. MÉTODO DE MUESTREO

3.1. Inventario forestal y diseño de muestreo

Para documentar el efecto de la extracción de madera sobre la riqueza de especies y la estructura de la comunidad arbórea, se establecieron 36 parcelas de muestreo en diferentes sitios dentro de la RBMM en la porción correspondiente al estado de Michoacán. La ubicación de cada sitio de muestreo, se estableció considerando los siguientes tres criterios: 1) la dominancia de los árboles del dosel, 2) la edad desde la última extracción forestal (EUEF), y 3) la conservación de la cubierta forestal.

Para el primer criterio, se ubicaron sitios de muestreo en las dos principales asociaciones forestales que son objeto de aprovechamiento maderable en la RBMM: bosques de *Pinus-Quercus* y bosques de *Abies* (Madrigal, 1994; Azcárate et al., 2003, Cornejo et al., 2005). La EUEF se obtuvo a partir de los planes de manejo para cada predio (ver Navarrete et al., 2011) y se corroboró con entrevistas con los dueños de los predios. Las edades desde la última corta oscilaron entre 3 - 100 años, aunque es importante señalar que los predios no siempre se manejaron bajo los mismos planes a lo largo de este periodo.

Finalmente, para el último de los criterios, sólo se establecieron sitios de muestreo en predios que desde 1993 no hubieran mostrado alteraciones substanciales en la superficie cubierta por bosques, ni en la densidad de la masa forestal (ver Navarrete et al., 2011; Figura 2). Ningún sitio se ubicó cerca de un borde de vegetación, ni dentro de ningún fragmento. Todos los sitios de muestreo se ubicaron en la parte que rodea la zona núcleo central de la reserva, ya que en los

predios forestales que rodean a la zona núcleo más austral la vegetación muestra diferencias substanciales (Ramírez-Ramírez com. per.) y la problemática en torno a la tala clandestina es mayor (Navarrete et al., 2011). De igual manera, los predios forestales en torno a la zona núcleo más boreal, se encuentran geográficamente muy alejadas al norte (Cerro Altamirano) y su extensión es relativamente menor (ver Ramírez et al., 2008). En total se establecieron 36 sitios de muestreo, 18 para cada tipo de dominancia de dosel (Figura 2, Anexo 1, Pág. 99).

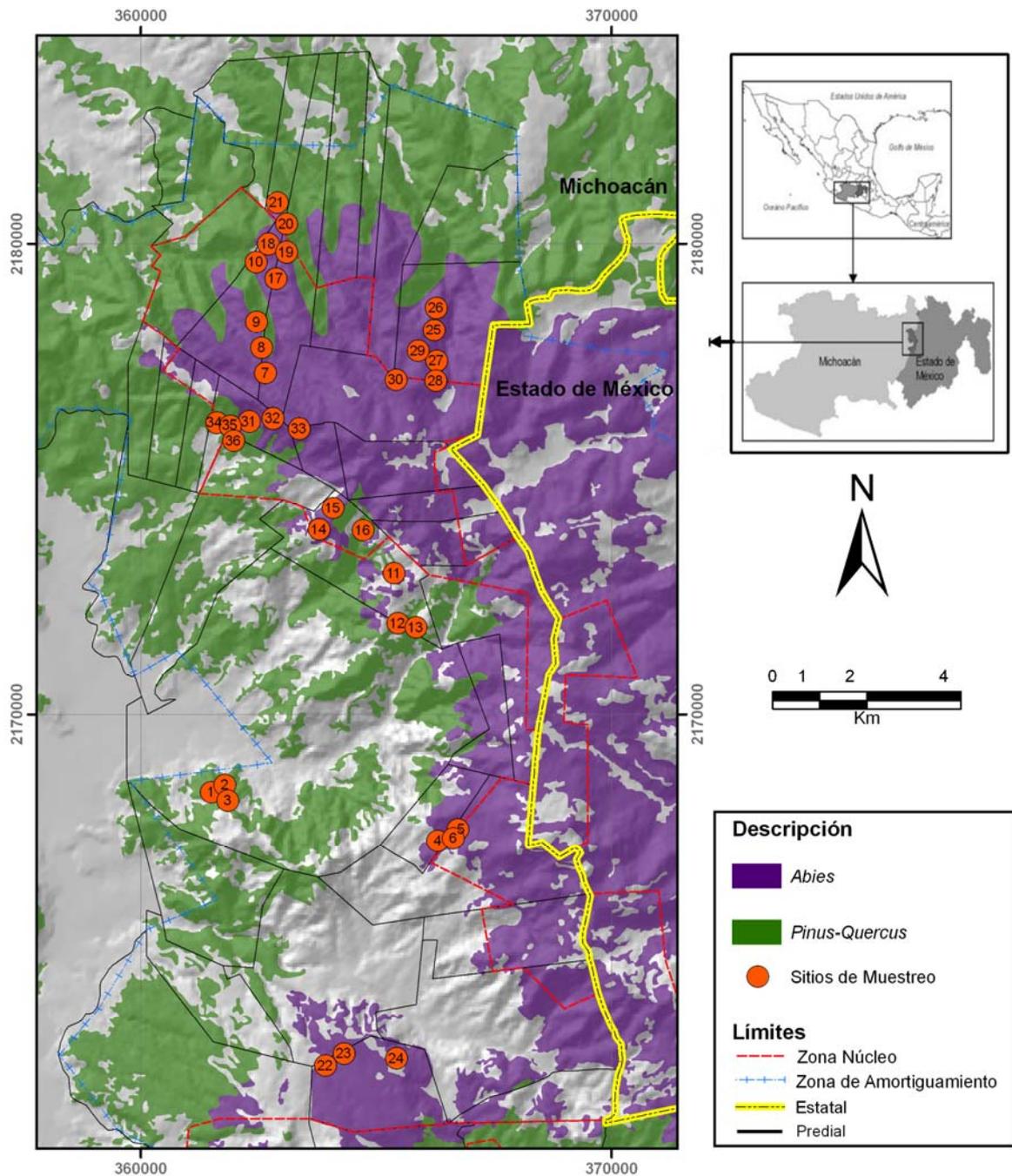


Figura 2. Localización de los sitios de muestreo y asociaciones forestales.

En cada sitio se estableció una parcela circular de 1000 m² (González-Molina y Piqué, 2003; Forest Service. U.S Department of Agriculture, 2005). En cada parcela se identificaron y se midió el diámetro normal (diámetro a 1.3 m de altura, dn) de todos los árboles ≥ 1.5 m de altura, denominados árboles a partir de este punto. Al centro de cada parcela se delimitó una subparcela de 100 m² donde se midió la altura a todos los individuos 0.5 - 1.49 m de altura, referidos a partir de este punto como brinzales. Finalmente los individuos ≤ 0.49 m de altura, referidos de aquí en adelante como renuevo, se midieron en tres cuadros de 1 m², distribuidos equidistantemente dentro de la parcela de 1000 m² (Figura 3).

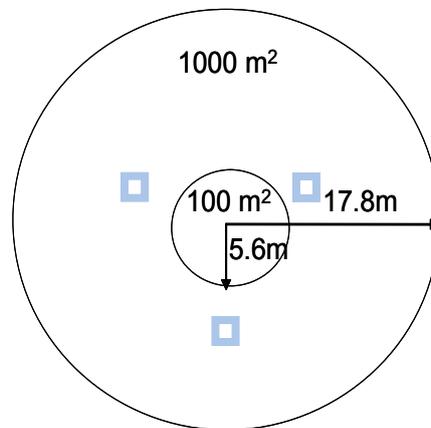


Figura 3. Esquema de los sitios de muestreo.

3.2. Análisis

Para todos los análisis, se consideraron dos factores, la dominancia del dosel (*i.e.* *Pinus-Quercus* y *Abies*), y la edad desde el último aprovechamiento. Para cada sitio se estimaron las siguientes variables de respuesta: riqueza de especies arbóreas (*sensu* Moreno, 2001), abundancia de individuos por especie, número de renuevo y brinzales, tanto de coníferas como de latifoliadas, y finalmente el área basal de coníferas y latifoliadas ≥ 1.5 m de altura.

Dependiendo de la normalidad del grupo de variables a comparar, se utilizaron pruebas estadísticas tanto paramétricas como no paramétricas; para las pruebas paramétricas, utilizamos análisis de covarianza (ANCOVA) y para las no

paramétricas, utilizamos las pruebas de U de Mann-Whitney y la prueba de correlación por rangos de Spearman (Fowler y Cohen, 1999; Sokal y Rohlf, 2003).

Para evaluar el efecto de la extracción forestal sobre la riqueza de especies y estructura de la comunidad arbórea se realizaron 2 tipos de análisis estadísticos. Como ya se mencionó; en primer término, se evaluó si había diferencias significativas entre los 2 tipos de bosque (*Pinus-Quercus* y bosque de *Abies* u oyamel) y sus respectivas variables, y si existía algún efecto de la edad de los sitios desde la última extracción forestal con respecto a las variables analizadas. Para el segundo tipo de análisis estadístico, se evaluó si cada una de las variables de respuesta se correlacionaba con la edad desde el último aprovechamiento.

4. RESULTADOS

4.1. Riqueza de especies arbóreas

En todo el estudio se registraron un total de 20 especies, comprendidas en 15 géneros y 13 familias. Las familias Fagaceae y Pinaceae fueron las más representadas, con 4 y 3 especies respectivamente (Anexo 2, Pág. 99). Los bosques con dominancia de dosel de *Pinus-Quercus* tuvieron un mayor número de especies por parcela (4.4 ± 0.46) que los bosques de *Abies* (2.8 ± 0.30), pero la EUEF no tuvo ningún efecto en la riqueza de especies ($F_{\text{Tipo de Bosque}} = 8.99$, $p = 0.05$; $F_{\text{EUEF}} = 0.78$, $p = 0.38$).

4.2. Abundancia de especies arbóreas con altura igual o mayor de 1.5m de las asociaciones dominantes

4.2.1. Asociación *Pinus*

En los bosques de *Pinus-Quercus*, se registró un total de 1109 individuos de especies arbóreas con alturas igual o mayor (\geq) de 1.5 m en los 18 sitios muestreados para esta asociación (Figura, 4).

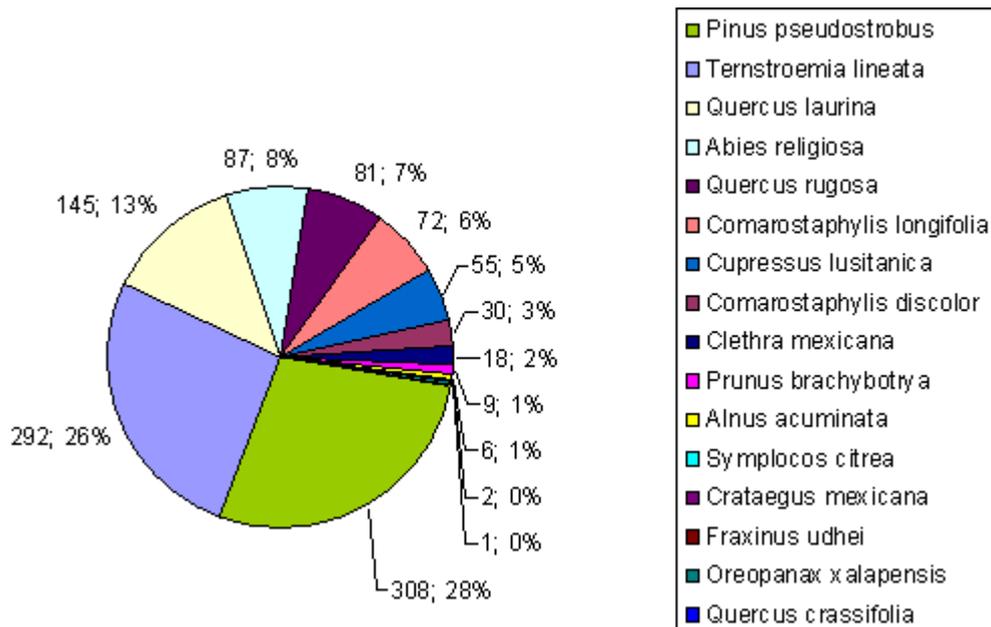


Figura 4. Total de individuos registrados por especie $\geq 1.5m$ de altura para la asociación *Pinus-Quercus*.

En los bosques de *Pinus-Quercus*, la especie dominante fue *Pinus pseudostrobus* con una abundancia de 170 ind/ha (Individuos por hectárea) en promedio, representando al 41% de los individuos. El 59% restante de los individuos son de otras especies, principalmente de latifoliadas (en la condición de árboles). De hecho, en 72% de los sitios (13 de 18) los *Pinus* fueron superados en abundancia por las latifoliadas. Aunque encontramos que la abundancia de individuos de *P. pseudostrobus* se correlacionó negativamente con la abundancia de individuos de otras especies ($R_s = -0.591$, $P < 0.01$), no se encontró una correlación entre la abundancia relativa de pinos y la edad desde la última extracción forestal de los sitios ($R_s = 0.098$, $P = 0.697$).

4.2.2. Asociación *Abies*

En el caso de los bosques dominados por *Abies*, se registraron un total de 1709 individuos de especies arbóreas ≥ 1.5 m de altura en los 18 sitios muestreados (Figura, 5).

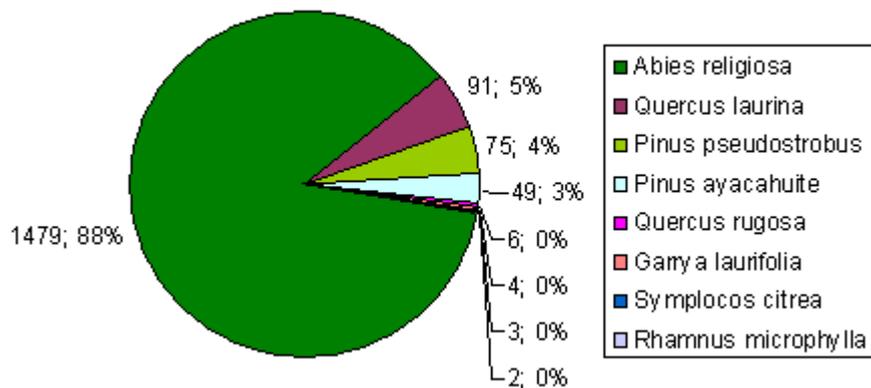


Figura 5. Total de individuos registrados por especie $\geq 1.5\text{m}$ de altura para la asociación *Abies*.

Abies religiosa fue la especie dominante, con una abundancia promedio de 820 ind/ha y acumulando en promedio el 80% de los individuos. En 89% de los sitios (16 de 18) de esta asociación, los *Abies* fueron más abundantes con respecto al resto de especies. No se encontró una correlación entre la abundancia relativa y la edad desde la última extracción forestal de los sitios ($R_s = -0.109$, $P = 0.664$).

4.3. Renuevo

4.3.1. Renuevo Coníferas

No hubo diferencias en el renuevo de coníferas (Figura 6) tanto en bosques de pino-encino (5370 ± 2019 individuos por ha) como en bosques de *Abies* (55740 ± 37617 individuos por ha), y tampoco hubo un efecto de la EUEF en el renuevo en ambos tipos de bosque ($F_{\text{Tipo de Bosque}} = 1.51, p = 0.23$; $F_{\text{EUEF}} = 0.10, p = 0.74$).

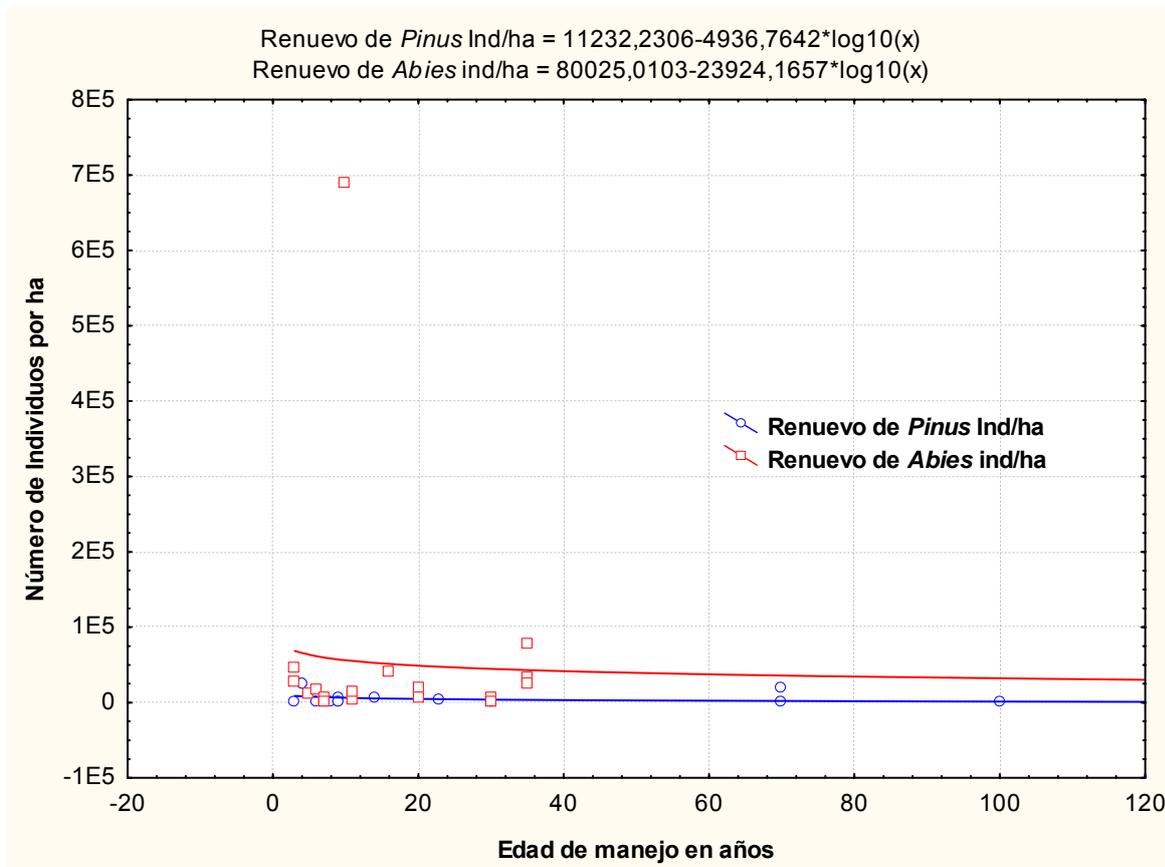


Figura 6. Renuevo de coníferas en las asociaciones forestales *Pinus-Quercus* y bosque de *Abies* en la RBMM Michoacán, México.

4.3.2. Renuevo Latifoliadas

Los bosques con dominancia de dosel de *Pinus-Quercus* (Figura 7) tuvieron un mayor número de individuos por parcela (8333 ± 1871) que los bosques de *Abies* (1296 ± 1115), pero la EUEF no tuvo ningún efecto en la cantidad de renuevo de latifoliadas para ambos tipos de bosque ($F_{\text{Tipo de Bosque}} = 11.57$, $p = 0.002$; $F_{\text{EUEF}} = 1.29$, $p = 0.26$).

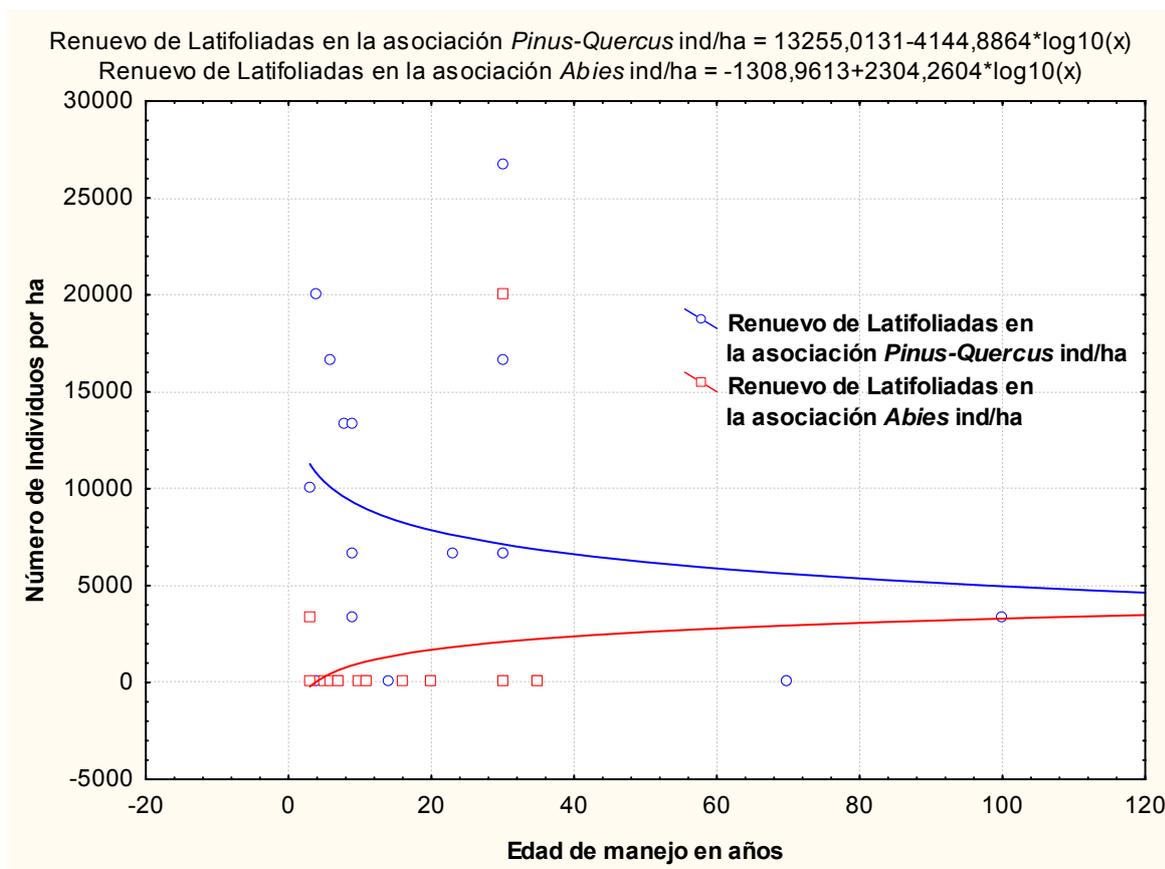


Figura 7. Renuevo de latifoliadas en las asociaciones forestales *Pinus-Quercus* y bosque de *Abies* en la RBMM Michoacán, México.

4.4. Brinzales

4.4.1. Brinzales de latifoliadas

La densidad de brinzales de especies de latifoliadas fue mayor en bosques de *Pinus-Quercus* (800 ± 232.5 individuos por ha) que en bosques de *Abies* (144 ± 71.0 inds por ha), pero no hubo un efecto de la EUEF ($F_{\text{Tipo de Bosque}} = 7.37$, $p = 0.01$; $F_{\text{EUEF}} = 1.76$, $p = 0.19$).

4.4.2. Brinzales de coníferas

No se encontraron diferencias significativas entre la densidad de brinzales de coníferas entre los bosques de *Pinus-Quercus* (100 ± 52.4 individuos por ha) y los de *Abies* (117 ± 50.6 individuos por ha) ($U = 147$, $P = 0.548$); sin embargo para la EUEF los resultados mostraron que existe una correlación significativa ($R_s = -0.504$, $P = 0.0327$) entre la edad de los sitios desde la última extracción forestal, con el número de individuos presentes en cada sitio para los brinzales de *Abies*, concentrándose todos los brinzales en la condición de sitios de manejo menor o igual a 23 años y con una nula representatividad en sitios de manejo mayores a 30 años (Tabla 2 y Figura 8). Se observó la misma tendencia en los bosques de *Pinus-Quercus*, sin embargo al considerar exclusivamente a los sitios en bosques de pinos, la correlación no fue significativa (*Pinus*: $R_s = -0.342$, $P = 0.1635$; Tabla 1).

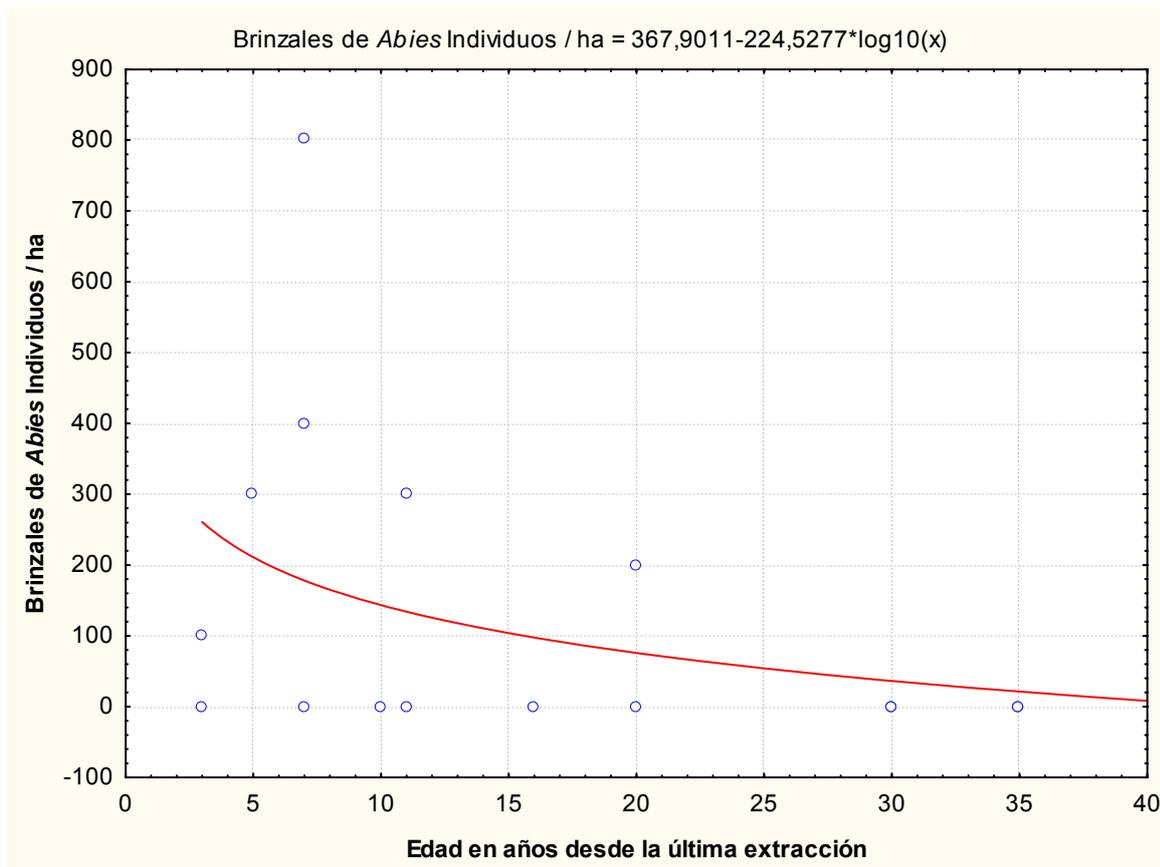


Figura 8. Correlación entre los brinzales de *Abies* y la edad desde la última extracción forestal en los sitios.

4.5. Área Basal

4.5.1 Área Basal de Coníferas

Los bosques de *Pinus-Quercus* tuvieron una área basal de coníferas por sitio (37.0 ± 3.28) similares a los bosques de *Abies* (43.2 ± 3.63), por lo tanto la diferencia no es significativa para los tipos de dominancia de dosel, pero si para la EUEF ($F_{\text{Tipo de Bosque}} = 3.07$, $p = 0.09$; $F_{\text{EUEF}} = 5.29$, $p = 0.028$). En el caso de los bosques de *Abies* se encontró una correlación significativa ($R_s = 0.497$, $P = 0.0358$) entre el área basal y la edad de manejo de los sitios (Figura, 9).

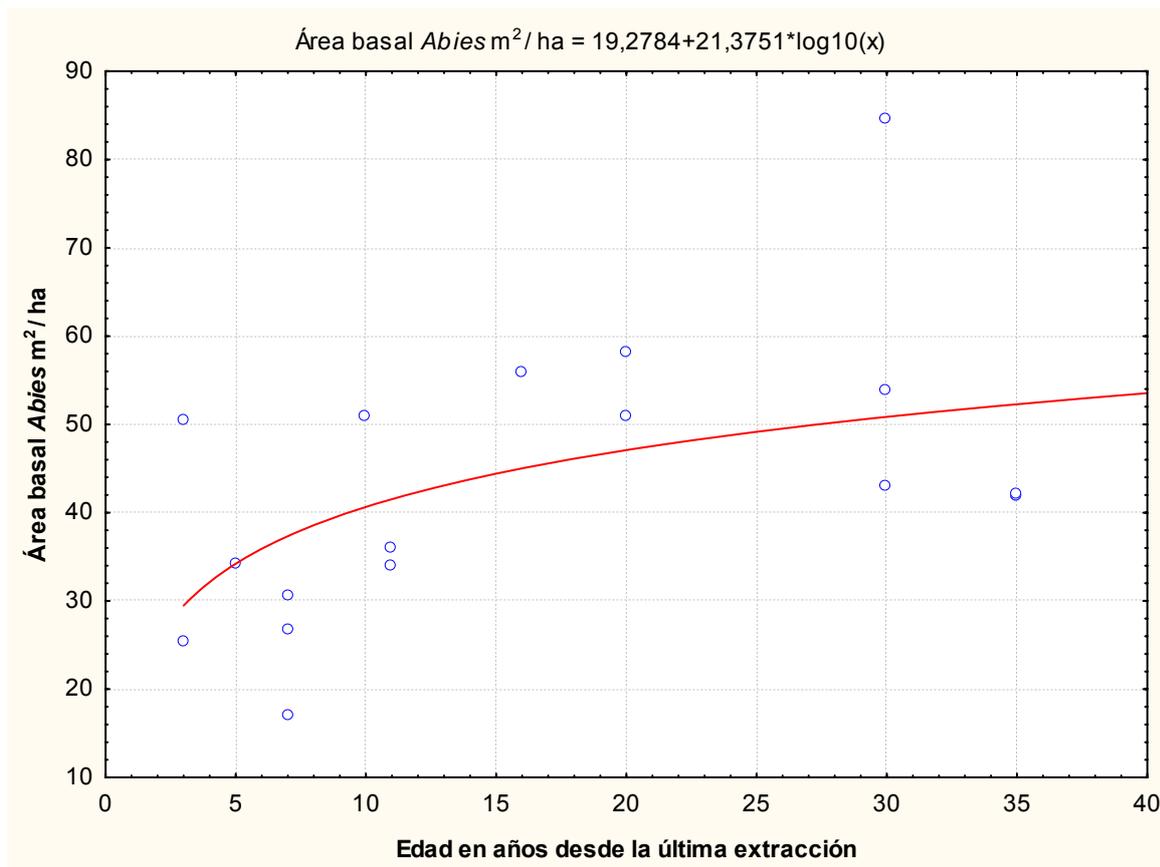


Figura 9. Correlación entre el área basal de *Abies* y la edad desde la última extracción forestal en los sitios.

4.5.2 Área Basal de Latifoliadas

Los bosques de *Pinus-Quercus* tuvieron una mayor área basal de latifoliadas por sitio (8.5 ± 2.47) que los bosques de *Abies* (1.7 ± 0.62), pero la EUEF no tuvo ningún efecto en el área basal ($F_{\text{Tipo de Bosque}} = 7.74$, $p = 0.009$; $F_{\text{EUEF}} = 0.68$, $p = 0.42$).

Tabla 1. Resumen de variables de los sitios de muestreo en bosques de *Pinus-Quercus*

Sitio	Edad PMF Años	Asociación Forestal	PMF Vigente	No. de	Abundancia	Abundancia	Abundancia	Renuevo	Renuevo	Brinzales	Brinzales	Área basal	Área basal	Área basal
				Especies arbóreas / sitio	relativa <i>Pinus</i> (%)	<i>Pinus</i> individuos/ ha	<i>Otras especies</i> individuos/ ha	<i>Coníferas</i> Individuos / ha	<i>Latifoliadas</i> Individuos / ha	<i>Coníferas</i> Individuos / ha	<i>Latifoliadas</i> Individuos / ha	<i>Coníferas</i> m ² / ha	<i>Latifoliadas</i> m ² / ha	Total m ² / ha
27	3	P-Q	SI	6	18	130	610	0	10000	0	1500	34,6	25,4	60,0
1	4	P-Q	SI	2	70	230	100	23333	20000	600	0	35,1	0,0	35,2
3	4	P-Q	SI	5	30	110	260	23333	0	400	200	24,3	1,3	25,6
2	6	P-Q	SI	7	7	70	990	0	16667	0	2100	25,6	2,8	28,3
19	8	P-Q	SI	5	36	120	210	0	13333	0	0	39,3	6,0	45,3
21	9	P-Q	SI	2	46	210	250	6667	6667	0	0	44,0	6,9	50,9
25	9	P-Q	SI	7	17	150	750	0	3333	0	2100	30,8	20,1	50,9
26	9	P-Q	SI	7	13	140	970	0	13333	0	1600	22,0	22,8	44,8
20	11	P-Q	SI	3	96	490	20	13333	0	700	100	43,5	0,0	43,5
18	14	P-Q	NO	1	100	420	0	6667	0	0	0	49,0	0,0	49,0
17	23	P-Q	NO	5	33	110	210	3333	6667	100	200	28,0	2,7	30,7
10	30	P-Q	NO	5	66	180	90	0	6667	0	0	50,3	1,9	52,3
34	30	P-Q	NO	7	5	70	1440	0	6667	0	2500	19,7	32,3	52,1
35	30	P-Q	NO	4	30	200	470	0	26667	0	1800	47,1	2,2	49,3
36	30	P-Q	NO	5	5	60	1270	0	16667	0	2200	20,2	18,9	39,1
12	70	P-Q	NO	2	100	180	0	20000	0	0	100	76,3	0,0	76,3
13	70	P-Q	NO	3	42	140	190	0	0	0	0	38,1	9,6	47,7
16	100	P-Q	NO	4	22	50	180	0	3333	0	0	38,5	0,5	39,0

Tabla 2. Resumen de variables de los sitios de muestreo en bosques de *Abies*

Sitio	Edad	Asociación	PMF	No. de	Abundancia	Abundancia	Abundancia	Renevo	Renevo	Brinzales	Brinzales	Área basal	Área basal	Área basal
	PMF							Especies	relativa	<i>Abies</i>	<i>Otras especies</i>			
Años	Forestal	Vigente	arbóreas	<i>Abies</i> (%)	individuos/ ha	individuos/ ha	individuos/ ha	/ ha	/ ha	/ ha	/ ha	m ² / ha	m ² / ha	m ² / ha
28	3	A	SI	5	89	2230	260	26667	3333	100	100	25,4	3,7	29,1
30	3	A	SI	1	100	390	0	46667	0	0	0	50,5	0,0	50,5
22	5	A	SI	4	44	190	240	10000	0	300	200	34,2	3,6	37,8
4	7	A	SI	2	97	3780	110	6667	0	800	0	17,0	0,0	17,0
5	7	A	SI	2	94	1940	120	0	0	400	0	30,6	0,0	30,6
6	7	A	SI	2	92	2840	260	0	0	0	0	26,8	0,0	26,8
29	10	A	SI	4	64	360	200	690000	0	0	400	50,8	5,3	56,2
11	11	A	NO	2	96	220	10	3333	0	0	0	36,0	0,0	36,0
23	11	A	SI	5	23	160	550	13333	0	300	700	34,0	2,3	36,2
24	16	A	SI	2	80	410	100	40000	0	0	0	55,9	0,0	55,9
14	20	A	NO	2	59	170	120	20000	0	200	0	58,3	0,0	58,3
15	20	A	NO	2	97	370	10	6667	0	0	0	51,0	0,0	51,0
7	30	A	NO	2	90	440	50	6667	0	0	0	84,6	0,0	84,6
8	30	A	NO	2	91	300	30	0	0	0	0	53,8	0,0	53,8
9	30	A	NO	3	71	200	80	0	20000	0	1100	43,0	4,3	47,3
31	35	A	NO	5	64	210	120	33333	0	0	100	41,8	9,4	51,2
32	35	A	NO	2	93	250	20	23333	0	0	0	41,8	0,0	41,8
33	35	A	NO	3	94	330	20	76667	0	0	0	42,0	1,8	43,8

5. DISCUSIÓN

En el inventario forestal llevado a cabo en el presente trabajo se registraron un total de 20 especies arbóreas, comprendidas en 15 géneros, en la porción Michoacana en la parte norte y central de la RBMM. Las especies encontradas en este trabajo son congruentes con las identificadas en estudios previos llevados a cabo en la RBMM para documentar la flora y diversidad vegetal. Esos trabajos han tenido objetivos diferentes y áreas de estudio muy variables en extensión distribuidas de norte a sur de la RBMM. Dependiendo de dicha extensión y ubicación del área de estudio, se reportan entre 19 y 33 especies arbóreas, comprendidas entre 12 y 22 géneros (Ibarra, 1983; Ramírez, 2001; Farfán, 2001; Cornejo-Tenorio et al., 2003; Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2008).

En estudios similares al presente, en los que se compararon la riqueza y diversidad de especies de plantas y árboles, en sitios en bosques templados y boreales con manejo y sin manejo forestal (o muy antiguo) se ha encontrado que rodales de bosques manejados, tuvieron valores significativamente más altos en la riqueza y diversidad de especies de árboles, que aquellos rodales ubicados en bosques sin manejo (Iida y Nakashizuka, 1995; Torras y Saura, 2008; Falk et al., 2008; Widenfalk y Weslien, 2009).

Contrario a lo anterior, en el presente estudio, no se encontró ningún efecto significativo de la edad de aprovechamiento de los sitios sobre la diversidad arbórea. Esto puede deberse al tipo de manejo forestal aplicado en la zona y a las restricciones en cuanto a la intensidad de corta aplicadas por la SEMARNAT, ya que en la reserva no se puede aplicar una intensidad de corta mayor al 20% en las zonas de amortiguamiento (LGDFS, 2003). Varios autores coinciden que en general el manejo forestal incrementa la riqueza total de especies en lugar de disminuirla (Iida y Nakashizuka, 1995; Jenkins y Parker, 1998; Battles et al., 2001; Falk et al., 2008; Widenfalk y Weslien, 2009). Así mismo sugieren que un manejo forestal intensivo, como cortas a matarrasa y selecciones en grupo, aumentan notablemente la diversidad y riqueza de especies con abundancia de especies pioneras (Jenkins y Parker, 1998; Battles et al., 2001). Pero, prácticas silvícolas con menor intensidad conservan mejor las especies de los últimos estados sucesionales del bosque

(Battles et al., 2001; Torras y Saura, 2008). Por lo tanto, en un estado intermedio de perturbación tanto las especies superiores como las pioneras son capaces de sobrevivir, resultando en un incremento en el número total de especies capaces de coexistir (Widenfalk y Weslien, 2009). De esta manera Torras y Saura (2008) afirman que la diversidad será beneficiada en general aplicando una intensidad moderada de manejo, por lo que recomiendan las cortas de selección como un tratamiento apropiado de regeneración, considerando los efectos positivos que tendrá en la diversidad del bosque. En la RBMM, el método selectivo de baja intensidad (MMOBI) que se aplica, no ha afectado de manera significativa la diversidad arbórea.

Bawa (1998) afirma que en general el patrón de cambio en la biodiversidad en bosques tropicales después de una corta, tiende hacia un incremento local en la abundancia y diversidad de ciertas especies. Pero al mismo tiempo, puede haber una disminución regional en la riqueza de especies, debido a la pérdida o la reducción del rango geográfico de esas especies adaptadas a las condiciones relativamente constantes del interior del bosque, y que dependen de un rango estrecho de recursos.

El aumento de la diversidad y abundancia de determinadas especies en un bosque, como consecuencia de una alteración como la causada por un aprovechamiento forestal, no siempre es lo más deseable si ese aumento trae como consecuencia la disminución de especies clave en el ecosistema (Mills et al., 1993; Bawa, 1998; Tomback et al., 2001; Mallik, 2003; Pereira, 2008; Del Castillo et al., 2009). En este sentido, *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus*, son las 2 especies cuya abundancia y dominancia las convierte en las especies clave o pilares de las 2 asociaciones bajo estudio, al proveer múltiples e importantes roles ecológicos en la RBMM; por citar sólo uno de ellos, *Abies religiosa* es la percha y refugio de las mariposas monarca en su etapa de hibernación.

En este estudio se encontró para *Pinus pseudostrobus* una abundancia promedio de 170 ind/ha, con una abundancia relativa promedio del 41%. Estas cifras son similares a las reportadas por varios autores para bosques de pino-encino en México, con variaciones mínimas, por ejemplo: Sepúlveda y Zamudio (2010) reportan para *Pinus quadrifolia* y *Pinus jeffreyi* una abundancia de 100 a 200

árboles/ha en los bosques de Baja California; Jiménez et al., (2001), reportan para *Pinus pseudostrobus* 169 árboles por ha, (56.7% abundancia relativa) en la Sierra Madre oriental de Nuevo León, México. Algunos de ellos incluso señalan abundancias ligeramente menores como Ramírez-Herrera et al., (2005) que reportan para *Pinus pseudostrobus* una abundancia de 60 a 124 árboles por ha en el Noreste de México; Zacarías-Eslava y Del Castillo (2010) reportan en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, un valor promedio de abundancia relativa para el género *Quercus* del 67% y por lo tanto un valor de abundancia relativa promedio del pino inferior al 33%. Por su parte otros autores reportan valores de abundancia promedio ligeramente mayores a este estudio, pero con una abundancia relativa del género *Pinus*, siempre inferior al 50% con respecto al resto de las especies acompañantes; por ejemplo: Rodríguez et al., (2009), en Tamaulipas reportan 231 árboles por ha para *Pinus pseudostrobus*; Castellanos-Bolaños et al., (2010) para *Pinus pseudostrobus* reportan 182 (30% abundancia relativa promedio) árboles por ha promedio, en Ixtlan de Juarez, Oaxaca, y para bosques de coníferas en general reportan 388 árboles por ha promedio (49.1% abundancia relativa promedio).

No obstante, desde el sector forestal se sugiere que para *Pinus pseudostrobus* en un rodal coetáneo con una calidad de estación de III (la de menor calidad en términos de producción del rodal forestal, en un rango del 1 al 3), para una edad promedio del rodal de ± 24 años similar a la presente en nuestros sitios (26 años), se esperaría tener una abundancia de 740 árboles por ha promedio (Mas-Porras, inédito).

Si bien no se encontró una correlación significativa entre la abundancia relativa de las coníferas (*Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa*) objeto del manejo, y la edad desde el último aprovechamiento, sí se pudo observar que en la asociación *Pinus-Quercus*, los pinos son superados en abundancia por las latifoliadas en el 72% de los sitios muestreados (13 de 18), esto es similar a lo descrito anteriormente y reportado a lo largo del país, donde en la mayoría se observa un patrón de abundancia similar a este estudio y una densidad relativa de los pinos, inferior al 50% en la mayoría de los casos. Sin embargo, la falta de investigación y adecuados registros históricos en este campo, pueden resultar insuficientes para saber si estos valores de abundancia, son los que deberían de encontrarse en condiciones

naturales para este tipo de asociación, o si son el producto de la alteración sufrida por las practicas de manejo forestal que se han venido realizando a través del tiempo.

Esto último coincide con lo señalado por Jardel (1985), quien afirma que en México, el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), no ha venido favoreciendo una producción sostenible de madera de pino, debido a que es un método selectivo de muy baja intensidad, y como consecuencia, las aperturas en el dosel no permiten la suficiente entrada de luz, por lo tanto, estas aperturas son inadecuadas para especies intolerantes a la sombra como lo son los pinos. Lo anterior hace suponer que el método no ha permitido una buena regeneración del pino, con un crecimiento muy bajo del arbolado residual y se presenta el problema de la sustitución de los pinos por latifoliadas (Jardel, 1985; Mas-Porrás, 1990). De acuerdo con lo anterior esta disminución de la abundancia relativa de *Pinus* al menos en la RBMM, puede deberse tanto a prácticas incorrectas de manejo, como a la tala clandestina que si bien es baja (1.61% anual) se presenta a la misma tasa en toda la reserva, tanto en sitios con actual manejo como aquellos sin manejo (Navarrete et al., 2011).

Gagnon et al., (2004) afirman que aperturas pequeñas en el dosel del bosque emulan naturalmente su dinámica, pero la baja abundancia de renuevo sugiere que estas pequeñas aperturas pueden no proveer necesariamente micrositios favorables para el reclutamiento del renuevo; al respecto recomiendan aperturas mayores a 1200m². Para bosques templados del centro de México Mas-Porrás (1990), recomienda aperturas circulares en grupos de entre 314m² (15-22m de altura dominante) hasta 707m² (28-35m de altura dominante) en función de la altura promedio de los árboles, así como las características topográficas y ecológicas del sitio a aprovechar.

Dicha disminución en la presencia de renuevo de *Pinus* según diversos autores puede estar dada por: la competencia con plantas herbáceas y latifoliadas (Wagner, 2000; González-Martínez y Bravo, 2001), provocadas principalmente por competencia por luz (Scott et al., 2000), presencia de sustancias alelopáticas (Mallik,

2003), capa de mantillo o humus muy profunda y estrés hídrico (González-Martínez y Bravo, 1999; Mallik, 2003).

Para la variable renuevo de coníferas (Figura 6), en las asociaciones forestales *Pinus-Quercus* y bosques de *Abies*, no hubo diferencias significativas entre ambas, sin embargo, para la asociación *Pinus-Quercus* se observa que el renuevo de coníferas tiende a presentarse en menor medida en aquellos sitios con manejo \geq a 30 años (con doseles más cerrados), sin actual intervención por manejo, lo anterior puede estar relacionado al carácter heliófilo del género *Pinus* y en particular de *Pinus pseudostrobus* al ser la especie dominante en esta asociación (Jardel, 1985; Oliver y Larson, 1996; Scott et al., 2000; Cortés et al., 2003, Gagnon et al., 2004; Gonzalez et al., 2007; Zacarías-Eslava y Del Castillo, 2010). Sin embargo, para las latifoliadas no aplica la edad de los sitios desde la última intervención ya que se aprecia renuevo a lo largo de todo el gradiente de edades de manejo y éste fue significativamente mayor en la asociación *Pinus-Quercus* que en la de *Abies* (Tabla 1, Figura 7).

Los bosques de *Abies* presentan abundante renuevo de coníferas independientemente de la edad de los sitios desde la última intervención, sin embargo, el renuevo de latifoliadas en estos bosques es muy escaso y es independiente de la edad de manejo de los sitios (Tabla 2).

Para los brinzales de latifoliadas, sí se presentaron diferencias significativas entre las asociaciones forestales *Pinus-Quercus* y bosques de *Abies*, concentrándose un mayor número de éstas en los bosques de *Pinus-Quercus*, sin embargo no hubo un efecto de la EUEF en la cantidad de brinzales presentes en los sitios.

Para los brinzales de coníferas no hubo diferencias significativas entre las asociaciones *Pinus-Quercus* y los bosques de *Abies*, pero sí se encontró una correlación significativa entre la EUEF y la cantidad de brinzales presentes en los sitios, ya que conforme aumenta la edad desde la última extracción, disminuye la cantidad de brinzales en el sitio; presentándose una total ausencia de brinzales en aquellos sitios con manejo \geq a 30 años y actualmente sin manejo aparente. Para la

asociación *Pinus-Quercus* no hubo diferencias significativas, sin embargo, se aprecia de igual forma una total ausencia, del número de individuos de brinzales en sitios de manejo \geq a 30 años (Tabla 1). Resultados similares a este estudio son reportados por Zacarías-Eslava y Del Castillo (2010), quienes encontraron bajos niveles de reclutamiento y baja abundancia de clases diamétricas de individuos pequeños, en comunidades vegetales templadas de la sierra de Juárez en Oaxaca.

La mayoría de los sitios de manejo menores a 23 años considerados en el presente trabajo, están ubicados en zonas de amortiguamiento en las cuales está permitido el manejo forestal; sin embargo, todos los sitios con manejo \geq a 30 años están dentro de las zonas núcleo, donde el manejo forestal ya no está permitido, y por consiguiente son bosques cuya estructura se ha desarrollado naturalmente, libre de prácticas silvícolas autorizadas, desde hace más de 30 años. Widenfalk y Weslien, (2009) afirman que si las comunidades permanecen sin disturbios por largos periodos de tiempo, estarán dominadas por pocas especies competitivas superiores y las especies pioneras serán conducidas a la extinción. En este sentido se observa que en aquellos sitios que se encuentran actualmente sin manejo y cuyos doseles están más cerrados, y entra muy poca luz, a pesar de que se llega a dar el renuevo de coníferas, este no alcanza a pasar a la categoría de brinzal y de hacerlo, pronto se ve superado en abundancia por las latifoliadas, debido a la alta competencia con éstas y la vegetación arbustiva del sotobosque.

Para la variable área basal de coníferas, no hubo diferencias significativas entre asociaciones forestales; sólo se presentó una correlación entre el área basal de las coníferas y la edad para el caso de los Abies: a mayor edad, mayor área basal de *Abies*, (Figura 9, Tabla, 2).

Para el área basal de las latifoliadas, hubo mayor cantidad de ésta en la asociación *Pinus-Quercus*, que en la asociación *Abies* y no hubo ninguna correlación entre al área basal de las latifoliadas y la edad en ninguna asociación forestal (Tablas 1 y 2).

En la asociación *Abies* siempre fue mayor el área basal de las coníferas que de las latifoliadas. Y en la asociación *Pinus-Quercus* en la mayoría de los sitios ocurrió lo mismo.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los bosques de *Pinus-Quercus* de la RBMM, tienen comparativamente una mayor diversidad de especies arbóreas que los bosques de *Abies*. Derivado de lo anterior los bosques de *Pinus-Quercus* presentan un mayor número de latifoliadas en las variables de: renuevo, brinzales y área basal, comparativamente con los bosques de *Abies*.

El manejo forestal debe de estar encaminado a proveer bienes y servicios a la sociedad y mantener lo más posible las condiciones naturales del bosque donde este se aplica, en este sentido, se deben de respetar las especies clave, como lo son aquellas que por su dominancia y abundancia mantienen las condiciones ecológicas óptimas para un correcto funcionamiento de ese ecosistema. Si lo anterior implica una alta o baja diversidad, estas condiciones deben ser mantenidas e inalterables.

Dicho lo anterior, de las 2 principales asociaciones dominantes en la reserva, los bosques de *Abies*, han demostrado ser más resilientes y compatibles con las prácticas de manejo forestal en la RBMM a lo largo del tiempo; y dichas prácticas, tampoco afectan de manera significativa la mayoría de las variables estudiadas del género *Pinus* comparadas con aquellos sitios de manejo antiguo, sin embargo, los muy escasos trabajos encontrados acerca de la abundancia del género *Pinus* para los bosques del centro de México, sugieren que los valores de abundancia son bajos y que está ocurriendo el fenómeno de desplazamiento de los pinos por latifoliadas (Jardel, 1985; Mas-Porrás, 1990).

Por lo anterior para los bosques de *Pinus-Quercus*, se recomiendan prácticas silvícolas post-cosecha (limpieza, deshierbe, quemas controladas, control del pastoreo) hasta que se presente el renuevo si es por semilla, o bien si se realiza reforestación y/o una vez presente el renuevo, se deben de realizar las labores silvícolas antes mencionadas (excluyendo las quemas) por al menos 3 a 4 años y un constante monitoreo de los sitios recién intervenidos, para garantizar el establecimiento y dominancia del renuevo de *Pinus* sobre las latifoliadas. Lo anterior implica una revisión y justificación técnica de las restricciones impuestas por la

SEMARNAT de las intensidades de corta para la extracción tanto de coníferas como de latifoliadas.

Es sumamente importante que los prestadores de servicios técnicos forestales tomen en cuenta lo anterior, debido a que el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (M.M.O.B.I.) es el más usado en el estado de Michoacán y es aplicado casi en la totalidad de los predios del estado, abarcando el 97% de éstos.

Se recomiendan en la RBMM, estudios sobre la apertura óptima del dosel para el correcto establecimiento y desarrollo del renuevo y brinzales de *Pinus* y *Abies*, así como también, la dinámica en la regeneración natural post cosecha y competencia inter e intraespecífica de los pinos con el resto de las latifoliadas.

También es necesario se lleven a cabo más investigaciones, para evaluar los valores de abundancia adecuados de las especies bajo aprovechamiento forestal, sin que se merme los servicios ecosistémicos proporcionados por el resto de las especies acompañantes, ni la capacidad productiva de la especie bajo manejo.

Agradecimientos

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de doctorado otorgada al primer autor. Al apoyo financiero proporcionado por el proyecto PAPIIT-UNAM IN114707. A la SEMARNAT-Michoacán por la información oficial otorgada sobre los predios de la RBMM. Un agradecimiento especial a todos los dueños de los ejidos y comunidades visitadas por su amabilidad y hospitalidad, y a la Dirección de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca por facilitarnos el trabajo de campo e información. A los Doctores María Luisa España Boquera, Cuauhtemoc Sáenz Romero y Ángel Priego Santander por sus valiosos comentarios en el manuscrito, y también a la M. en C. Angélica García Murillo por su ayuda en la creación de la base de datos y trabajos de campo, a Armando Medrano por su invaluable ayuda y compañía en todos los trabajos de campo.

Referencias

- Altieri, M. A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74 : 19–31.
- Azcárate, J. G., Ramírez, R. I., Pinto, M., 2003. Las comunidades vegetales de la Sierra de Angangueo (Estados de Michoacán y México, México): clasificación, composición y distribución. *LAZAROA* 24: 87-111.
- Battles, J. J., Shlisky, A. J., Barrett, R. H., Heald, R. C., Allen-Díaz, B. H., 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management* 146: 211–222.
- Barkman, J., 1979. The investigation of vegetation texture and structure. In: M.J. Werger (eds.). *The study of vegetation*: 123-160. Junk. The Hague- Boston.
- Bawa, K. S., Seidler, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12 (1): 46–55.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39–50.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., López-Aguillón, R., 2008. "Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México". *Madera y Bosques*. Vol. 14. Num. 2. pp. 51-63.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jiménez-Pérez, J., Velázquez-Martínez, A., 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de Pino-Encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* Vol. 1 Núm. 2: 39-52.
- Chapin, F. S. III., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack M. C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Christensen, N. L., 1997. Implementing Ecosystem Management: Where do we go from here?. pp. 325-341 In M. Boyce and A. Haney (eds.). *Ecosystem Management* (1999). Yale University Press, New Haven & London.
- Christensen, M., Emborg, J., 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 85: 47–51.

- CONANP, 2001. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de manejo de la reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. 138 p.
- Cortés, S., 2003. Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chía (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia* 25 (1): 119-137.
- Cornejo-Tenorio, G., Ibarra-Manríquez, G., 2008. Flora Ilustrada de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Universidad Nacional Autónoma de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 441 pp.
- Cornejo-Tenorio, G., Casas, A., Farfán, B., Villaseñor, J. L., Ibarra-Manríquez, G., 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 73: 43-62.
- Cornejo, O. E., Pereyra, G. J., Mares, A. O., Valencia, M. S., Flores, L. C., 2005. Índice de sitio para *Pinus montezumae* Lamb. en la región de C.D. Hidalgo, Michoacán. *Revista Fitotecnia Mexicana* 28: 213-219.
- Cortés, J. G., Velázquez, M. A., Torres, A., Bocco, V. G., 2003. Contribución al plan de manejo forestal de la comunidad. In: *Las Enseñanzas de San Juan: investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales*. Velázquez, A., Torres, A. y Bocco, G. (Compiladores) México, D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Gobierno del Estado de Michoacán (Ed.), México, D. F. pp: 473-488.
- Dansereau, P., 1957. *Biogeography: an Ecological Perspective*. The Ronald Press, New York.
- Del Castillo, R. F., Trujillo, S., Sáenz-Romero, C., 2009. *Pinus chiapensis*, a keystone species: Genetics, ecology, and conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 2201–2208.
- Del Río, M., Cañellas, M. F., Montero, G., 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias. Sistemas de Recursos Forestales*. 12: 159 – 176.
- DOF, 2000. Diario Oficial de la Federación. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México, D.F., viernes 10 de noviembre de 2000. pp: 5-29.

- Enkerlin, H., E., Correa, S. A., 1997. Recursos bióticos. *In: Ciencia Ambiental y desarrollo sostenible*. Enkerlin H., E., G. Cano C., R. Garza C., E. Vogel M. (eds.) México, D.F. International Thomson Editores (Ed.), pp: 263-274.
- Falk, K. J., Burke, D. M., Elliott, K. A., Holmes, S. B., 2008. Effects of single-tree and group selection harvesting on the diversity and abundance of spring forest herbs in deciduous forests in southwestern Ontario. *Forest Ecology and Management*. 255: 2486–2494.
- Farfán, H. B., 2001. Aspectos ecológicos y etnobotánicos de los recursos vegetales de la comunidad Mazahua Francisco Serrato, municipio de Zitácuaro, Michoacán, México. Tesis Profesional, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán. 137 pp.
- Forest Service. 2005. Forest inventory and analysis national core field guide. U.S Department of Agriculture. 203 pp.
- Franklin, J. F., Rae, D. B., Thornburgh, D. A., Tappeiner, J. C., 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. *In: Creating a forestry for the 21st century*. Kohm, K. A., Franklin, J. F. (eds.) Washington, DC. Island Press (Ed.), pp: 111-139.
- García, E., 1997. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de geografía de la U.N.A.M. México. 252 p.
- Gagnon, J. L., Jokela, E. J., Moser, W.K., Huber, D. A., 2004. Characteristics of gaps and natural regeneration in mature longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 187: 373–380.
- Gill, S. J., Biging, G. S., Murphy, E. C., 2000. Modeling conifer tree crown radius and estimating canopy cover. *Forest Ecology and Management*. 126: 405-416.
- González-Martínez, S. C., Bravo, F., 1999. Regeneración natural, establecimiento y primer desarrollo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales: Fuera de Serie* n° 1. 225-247.
- González-Martínez, S. C., Bravo, F., 2001. Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro Basin (Northern Spain). *Annals of Forest Science* 58: 277–288.
- González-Molina, J. M., Piqué, M., 2003. Análisis de la regeneración natural en una masa irregular de Abeto, Pino negro y Pino silvestre. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 15:129-134.

- Gutiérrez-Granados, G., Pérez-Salicrup, D. R., Dirzo, R., 2011. Differential diameter-size effects of forest Management on tree species richness and community structure: its implications for conservation purposes. *Biodiversity and Conservation*. Volume 20, Number 7, 1571-1585.
- Ibarra, C. G., 1983. "Comunidades vegetales del Cerro El Cacique. Ubicado en el Eje Neovolcánico; Zitácuaro, Michoacán", Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México, inédito.
- Iida, S., Nakashizuka, T., 1995. Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73: 197–210.
- Jardel, P. E., 1985. Una revisión crítica del Método Mexicano de Ordenación de Bosques desde el punto de vista de la Ecología de Poblaciones. *Ciencia Forestal* 10(58): 3 – 16.
- Jenkins, M. A., Parker, G. R., 1998. Composition and diversity of woody vegetation in silvicultural openings of southern Indiana forests. *Forest Ecology and Management* 109: 57–74.
- Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H., 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales* Vol. 10 (2) 355-366.
- Kangas, J., Kuusipalo, J., 1993. Integrating biodiversity into forest management planning and decision-making. *Forest Ecology and Management* 61: 1–15.
- LGDFS, 2003. Ley general de desarrollo forestal sustentable. Diario oficial de la federación publicada el 25 de febrero de 2003. México. pp: 13-14.
- LGEEPA, 2007. Ley general de equilibrio ecológico y protección al ambiente. Diario oficial de la federación publicada el 5 de julio de 2007. México. pp: 25-27.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Botkin, D. B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14 (4): 941–950.
- Madrigal, X., 1994. Características ecológicas generales de la región forestal oriental del estado de Michoacán, México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán. México. 116p.
- Mallik, A. U., 2003. Conifer Regeneration Problems in Boreal and Temperate Forests with Ericaceous Understory: Role of Disturbance, Seedbed Limitation, and

- Keystone Species Change. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(3&4): 341–366.
- Mas-Porrás, J., 1990. El Sistema Silvícola de Selección (SISISE) para Bosques de Coníferas de la Región Central de México. Pub. Especial No 1, CIFAP-MICH, INIFAP, SARH. Morelia, Mich. 61 p.
- Mas-Porrás, J., Inédito. Elaboración de tablas de crecimiento y producción silvícola para el manejo forestal sustentable de bosques de pino. Comisión Forestal del Estado de Michoacán. Morelia, Mich. pp: 28.
- Mills, L. S., Soulé, M. E., Doak, D. F., 1993. The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *BioScience*, Vol. 43, No. 4: 219-224.
- Montes, F., Sánchez, M., Del Río, M., Cañellas, I., 2005. Using historic management records to characterize the effects of management on the structural diversity of forests. *Forest Ecology and Management* 207: 279-293.
- Navarrete, J. L., Ramírez, M. I., Pérez-Salicrup, D. R., 2011. Logging within protected areas: Spatial evaluation of the monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management* 262: 646-654.
- Oliver, C. D., Larson, B. C., 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons, Inc. United States of America. pp: 22.
- Ostfeld, R. S., Keesing, F., 2000. Biodiversity and disease risk: the case of lyme disease. *Conservation Biology* 14 (3): 722–758.
- Pereira, F., Ganade, G., 2008. Spread of a Brazilian keystone-species in a landscape mosaic. *Forest Ecology and Management* 255: 1674–1683.
- Pérez-Salicrup, D. R., 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. *En: Temas sobre restauración ecológica*. Sánchez, Ó., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdés, M. y Azuara D. (editores). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D.F. pp: 79 - 86.
- Purvis, A., Hector, A., 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- Ramírez-Herrera, C., Vargas-Hernández, J., López-Upton, J., 2005. Distribución y conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*, *Acta Botanica Mexicana* 72: 1-16.
- Ramírez, R. M. I., 2001. Los espacios forestales de la sierra de Angangueo (estados de Michoacán y México), México: Una revisión geográfica. Universidad

- Complutense de Madrid, Facultad de Geografía e Historia, Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Madrid, España. 387 p.
- Ramírez, R. M. I., Jiménez, C. M., Martínez, P. I., 2005. Estructura y densidad de la red de caminos en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Investigaciones Geográficas* 57:68-80.
- Ramírez, R. M. I., Miranda, R., Zubieta, R., 2008. Serie Cartográfica Monarca. Vol. I Vegetación y Cubiertas del Suelo, 2006, Segunda Edición. Reserva de La Biósfera Mariposa Monarca, México. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental-UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/download/541.pdf> (consulted: January 15, 2010).
- Rodríguez, L. R., Jiménez, P. J., Aguirre, C. O., Treviño, G. E., Razo, Z. R., 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de Pino-Encino en la reserva de la biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai*, Vol. 5, Número 3. Universidad Autónoma Indígena de México. Mochicahui, El Fuerte, Sinaloa. pp. 317-327.
- Sánchez-Velásquez, L., Pineda-López, M., Galindo-González, J., Díaz-Fleischer, F., Zúñiga González, J., Zúñiga González, J., 2009. Opportunity for the study of critical successional processes for the restoration and conservation of mountain forest: the case of mexican pine plantations. *Interciencia*, 34: 518-522.
- SEMARNAP, 1998. Bases científicas para la elaboración de programas de manejo forestal en bosques de coníferas con fines de producción. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección General Forestal. pp: 1-16.
- Sepúlveda, B. J., Zamudio, R. L., 2010. Guía de reforestación para recuperar áreas afectadas por incendios en la sierra de Juárez, B.C. Campo Experimental Costa de Ensenada, CIRONOROESTE, INIFAP. pp: 10.
http://www.oeidrus-bc.gob.mx/oeidrus_bca/PaqProductivos/Paquetes/ReforesAfectadasZC.pdf
- Scott, D., Welch, D., Thurlow, M., Elston, D. A., 2000. Regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural pinewood in NE Scotland following reduction in grazing by *Cervus elaphus*. *Forest Ecology and Management* 130: 199-211.

- Simpson, R. D., Sedjo, R. A., Reid, J. W., 1996. Valuing Biodiversity for use in pharmaceutical research. *The journal of political economy* 104 (1): 163-185.
- Solís, M. R., Aguirre, C. O., Treviño, G. E., Jiménez, P. J., Jurado, Y. E., Corral, R. J., 2006. "Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México". *Madera y Bosques*, num. 12, pp. 49-64.
- Tilman, D., 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77 (2): 350–363.
- Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405 : 208-211.
- Torras, O., Saura, S., 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management* 255: 3322–3330.
- Tomback, D. F., Arno, S. F., Keane, R. E., 2001. The compelling case for management intervention. In D. F. Tomback, S. F. Arno, and R. E. Keane [eds.], *Whitebark pine communities: Ecology and restoration*. Island Press, Washington, D.C., USA. pp: 3 – 25.
- Veteli, T. O., Koricheva, J., Niemelä, P., Kellomäki, S., 2006. Effects of forest management on the abundance of insect pests on Scots pine. *Forest Ecology and Management* 231: 214–217.
- Wagner, R. G., 2000. Competition and critical-period thresholds for vegetation management decisions in young conifer stands. *The Forestry Chronicle*. Vol. 76, No. 6: 961-968.
- WCPA, 2006. (World Commission on Protected Areas) *Forests and Protected Areas, Guidance on the use of the IUCN protected area management categories*, Nigel Dudley and Adrian Phillips, Adrian Phillips, Series Editor, *Best Practice protected Area Guidelines Series No. 12*. The World Conservation Union IUCN, Cambridge, UK. pp: 15.
- Widenfalk, O., Weslien, J., 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257: 1386–1394.
- Yu, S., Chambers, J. L., Tang, Z., Barnett, J. P., 2003. Crown characteristics of juvenile loblolly pine 6 years after application of thinning and fertilization. *Forest Ecology and Management*. 180: 345-352.

Zacarías-Eslava, Y., Del Castillo, R. F., 2010. Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 87: 13-28.

ANEXOS

Anexo 1. Diseño y distribución de los sitios de muestreo.

*3 repeticiones por predio	NO MANEJO VIGENTE		MANEJO VIGENTE (PMF)	
	<i>Pinus – Quercus</i>	<i>Abies</i>	<i>Pinus – Quercus</i>	<i>Abies</i>
BUEN desempeño en la conservación de la cubierta	*Jesús de Nazareno	*Jesús de Nazareno	*San José Corrales	*San José Corrales
	*Anganguero	*Anganguero	*Anganguero	*Anganguero
	*El Calabozo II	*El Calabozo II	*El Calabozo II	*El Paso

Anexo 2. Diversidad arbórea RBMM Michoacán, México.

Localidad	Sitio	Asociación	Nombre común	Familia	Genero	Especie	Autor
Anganguero	2	P-Q	Mazorco	Araliaceae	<i>Oreopanax</i>	<i>xalapensis</i>	Kunth
Anganguero	3	P-Q	Aile	Betulaceae	<i>Alnus</i>	<i>acuminata</i>	Kunth
San José Corrales	25	P-Q	Encino Roble	Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>mexicana</i>	DC
Anganguero	2	P-Q	Cedro	Cupressaceae	<i>Cupressus</i>	<i>lusitanica</i>	Mill
Anganguero	1	P-Q	Madroño	Ericaceae	<i>Comarostaphylis</i>	<i>discolor</i>	Hook.
El Calabozo II	17	P-Q	Madroño	Ericaceae	<i>Comarostaphylis</i>	<i>longifolia</i>	Benth.
Anganguero	2	P-Q	Roble	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>rugosa</i>	Née
Anganguero	3	P-Q	Roble blanco	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>crassifolia</i>	Humb. & Bonpl.
Anganguero	13	P-Q	Escobillo	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>laurina</i>	Humb. & Bonpl.
Anganguero	16	P-Q	Encino	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>castanea</i> ^a	Née
San José Corrales	4	A	Huajote	Garryaceae	<i>Garrya</i>	<i>laurifolia</i>	Hartw.
Anganguero	2	P-Q	Fresno	Oleaceae	<i>Fraxinus</i>	<i>udhei</i>	Wenz.
RBMM	Todos		Oyamel	Pinaceae	<i>Abies</i>	<i>religiosa</i>	Kunth
RBMM	Todos		Pino	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>pseudostrobus</i>	Lindl.
Anganguero	4	A	Pino	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>ayacahuite</i>	Ehren.
El Paso	23	A	Capulín	Rhamnaceae	<i>Rhamnus</i>	<i>microphylla</i>	Humb. & Bonpl.
Anganguero	2	P-Q	Tejocote	Rosaceae	<i>Crataegus</i>	<i>mexicana</i>	Moc. & Sessé
Jesús de Nazareno	10	P-Q	Garrapata	Rosaceae	<i>Prunus</i>	<i>brachybotrya</i>	Zucc.
Anganguero	16	P-Q	Capulín de virgen	Symplococaceae	<i>Symplocos</i>	<i>citrea</i>	Lex.
Anganguero	2	P-Q	Trompillo	Theaceae	<i>Ternstroemia</i>	<i>lineata</i>	DC
				13	15	20	

^aRenuevo.

CONCLUSIONES GENERALES

De manera general, se puede afirmar que el manejo forestal al interior de la reserva esta cumpliendo con los objetivos de conservación de la cubierta forestal, ya que más del 80% de los predios con PMF, mostraron buen desempeño en la conservación de su cubierta boscosa, con pérdidas muy bajas y atribuibles al manejo mismo. En el 20% de los predios restantes, las pérdidas registradas se debieron principalmente a una excesiva parcelización, mal manejo de sus recursos y tala ilegal.

En la mitad de los predios en la zona bajo estudio, no se lleva a cabo un PMF, estos predios mostraron tasas de perturbación, comparables a los predios con PMF, dicha perturbación definitivamente atribuible a la tala ilegal, promoviendo mafias y concentrando los beneficios económicos a corto plazo, solo para unos cuantos, impactando de manera negativa a los bosques al no haber un manejo sustentable y un control sobre: En que áreas del bosque se puede hacer extracción sin afectar los cuerpos de agua, y flora y fauna adyacente; cuales especies y que proporción es la adecuada a extraer; como debe de llevarse a cabo la extracción forestal y que cantidad de volumen es el más apropiado, para garantizar una correcta regeneración natural y rendimiento sostenido, tanto económico como ambiental de la madera del bosque.

En el análisis espacial, quedó demostrado que el tener un predio bajo PMF, disminuye significativamente la posibilidad de que en éste, se de un cambio en el uso del suelo. No ocurrió lo mismo con aquellos predios sin PMF, ya que las tasas de cambio de uso del suelo fueron significativamente mayores.

El tener un predio bajo una correcta aplicación de un PMF genera empleos, oportunidades y beneficios económicos de manera directa para los pobladores del bosque, e indirectos en el área en cuestión. En este sentido, la prohibición o cancelación de un aprovechamiento sustentable del bosque bajo un PMF, puede tener consecuencias contrarias a los objetivos de preservación y protección del bosque en un ANP. En este sentido se observó, que en aquellos predios con PMF que se vieron afectados tanto parcial como totalmente en sus áreas de corta, por el

decreto del 2000, como en el caso del Ejido Jesús de Nazareno y la Comunidad Indígena de Crescencio Morales, existe un gran descontento por parte de los comuneros y ejidatarios, ya que la cancelación de sus programas de manejo los afectó de manera permanente en sus fuentes de empleo y nivel de vida.

En entrevistas informales de campo con algunos ejidatarios de estas zonas afectadas, argumentan que debido a la falta de empleos permanentes y para satisfacer algunas de sus necesidades económicas, a pesar de las vedas y por consiguiente, la cancelación de sus PMF, ellos continúan sacando madera del bosque, pero reconocen que ahora lo hacen sin ningún control ya que ahora “no tienen permiso y no hay técnico que les marque donde y que árboles pueden sacar”. Esto coincide con lo reportado por otros autores en la problemática social de las áreas naturales del país y la RBMM, ya que al imponerse la veda en la reserva se crearon condiciones de “acceso abierto” a los recursos forestales (Merino y Hernández, 2004) y según Mendoza et al., (2005) la prohibición de los aprovechamientos forestales con fines comerciales no detendrá la tala ilegal o el cambio en el uso del suelo.

La riqueza de especies arbóreas encontradas en el presente estudio (20 especies) es congruente con lo reportado en algunos estudios previos en la zona, tomando en cuenta la intensidad del muestreo realizado. Algunos autores reportan un mínimo de 19 especies arbóreas hasta un máximo de 33, con intensidades y esfuerzos de muestreo muy variables.

La diversidad arbórea entre sitios de aprovechamiento forestal reciente y antiguo para las 2 asociaciones forestales estudiadas no presenta diferencias significativas, lo cual significa que el tipo de manejo no afecta la riqueza de especies presentes en toda la zona bajo estudio.

Sin embargo, el actual método de manejo forestal aplicado en la zona, puede estar afectando la abundancia de algunas de las especies clave (*Pinus pseudostrobus*) en la asociación forestal *Pinus-Quercus*, al presentarse mayor cantidad de individuos de latifoliadas que de coníferas, en la mayoría de los sitios de muestreo estudiados; lo que coincide con lo reportado en los pocos trabajos acerca

de la abundancia del género *Pinus* para los bosques del centro de México, que sugieren que los valores de abundancia son bajos y que está ocurriendo el fenómeno de desplazamiento de los pinos por latifoliadas (Jardel, 1985; Mas-Porrás, 1990).

El renuevo tanto de coníferas como de latifoliadas en ambas asociaciones forestales está presente tanto en sitios de manejo reciente como antiguo; sin embargo, el renuevo de plántulas de *Pinus* tiende a presentarse en menor medida en sitios con manejo antiguo y por lo tanto con doseles más cerrados.

Los brinzales de latifoliadas para ambas asociaciones forestales se presentan a lo largo de todo el gradiente de edad de los sitios desde la última intervención, por lo tanto, el actual método de manejo forestal no afecta la presencia de brinzales de latifoliadas.

Los brinzales de coníferas tienden a disminuir en sitios de manejo antiguo, por lo que en sitios actualmente sin manejo, el dosel del bosque se vuelve más cerrado con el paso del tiempo, restringiendo la entrada de luz al sotobosque, aumentando la competencia por luz, espacio, agua y nutrientes, situación a la cual los brinzales de latifoliadas están mejor adaptados, y terminan por desplazar gradualmente al renuevo de coníferas, impidiendo que éstas pasen a la categoría de brinzales.

El área basal de las coníferas, en las asociaciones forestales *Pinus-Quercus* y bosque de *Abies*, no presenta diferencias significativas entre estos tipos de bosque; sin embargo, sí se correlaciona con la edad de los sitios en el caso de los bosques de *Abies* ya que a más edad de los sitios mayor área basal presente; en el caso del área basal de las latifoliadas se encontró mayor cantidad en los bosques de *Pinus-Quercus* que en los bosques de *Abies*.

El actual método de manejo forestal usado en la reserva, ha demostrado no tener ningún efecto negativo aparente sobre la asociación forestal *Abies*, sin embargo para la asociación *Pinus-Quercus* es necesario se realicen más estudios sobre los efectos del manejo en la correcta proporción de abundancia, apertura óptima del dosel para el correcto establecimiento y desarrollo del renuevo y brinzales

de *Pinus*, así como también, la dinámica en la regeneración natural postcosecha y competencia inter e intraespecífica de los pinos y un constante monitoreo de los sitios recién intervenidos, para garantizar el establecimiento y dominancia del renuevo de *Pinus* sobre las latifoliadas.

En este sentido las herramientas que nos proporcionan los sistemas de información geográfica, como las utilizadas en el presente trabajo, se convierten en un complemento muy importante y eficaz para el monitoreo espacial de los bosques, reduciendo tiempos y costos operativos.

El manejo forestal, es una muy buena opción para conservar la cubierta forestal en la RBMM, como ha quedado demostrado en el presente trabajo; en la actualidad la mitad de los predios en la reserva en el estado de Michoacán, carecen de un plan de manejo, por lo tanto se recomienda que dichos predios sean alentados por parte de las autoridades de gobierno a entrar en algún esquema de manejo sustentable de sus recursos forestales, y no solamente maderables, ya que el bosque provee de múltiples servicios que benefician a la sociedad y de los cuales los propietarios de los bosques de la reserva pudieran ser beneficiados, tanto ambiental como económicamente.