



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**EFFECTO DEL PLAN DE MANEJO FORESTAL EN LA DINÁMICA ECOLÓGICA DE LA
COMUNIDAD DE ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS POR LOS HABITANTES DE EL
ROSARIO, TLAXCALA.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

Bióloga Karina Aguilar Andrade

Tutor principal: DRA. ANDREA MARTÍNEZ BALLESTÉ

Instituto de Biología, UNAM

Comité tutorial: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

Instituto de Geografía, UNAM

DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP

Instituto de Investigación de Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**EFFECTO DEL PLAN DE MANEJO FORESTAL EN LA DINÁMICA ECOLÓGICA DE LA
COMUNIDAD DE ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS POR LOS HABITANTES DE EL
ROSARIO, TLAXCALA.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

Bióloga Karina Aguilar Andrade

Tutor principal: DRA. ANDREA MARTÍNEZ BALLESTÉ

Instituto de Biología, UNAM

Comité tutorial: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

Instituto de Geografía, UNAM

DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP

Instituto de Investigación de Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

OFICIO CPCB/130/2019

Asunto: Oficio de Jurado para Examen de Grado.

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Biología Evolutiva y Sistemática del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 26 de noviembre de 2018, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **AGUILAR ANDRADE KARINA** con número de cuenta **407008559** con la tesis titulada **"Efecto del plan de manejo forestal en la dinámica ecológica de la comunidad de especies vegetales utilizadas por los habitantes de El Rosario, Tlaxcala"**, realizada bajo la dirección de la **DRA. ANDREA MARTÍNEZ BALLESTÉ**:

Presidente: M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH
Vocal: DR. ALEJANDRO CASAS FERNÁNDEZ
Secretario: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
Suplente: DR. JOSÉ ANTONIO SIERRA HUELSZ
Suplente: DRA. ANA ISABEL MORENO CALLES

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 1° de febrero de 2019.


DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado de Ciencias Biológicas (UNAM) por el apoyo y facilidades brindadas para realizar mi Maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca que me otorgo y con la cual pude realizar mi Maestría.

A la Red Temática de Recursos Forestales No Maderables (Proyecto No. 293914) por haberme concedido el apoyo económico para realizar el trabajo de campo en mi Maestría.

A mi tutora la Dra. Andrea Martínez Ballesté por haberme aceptado como su estudiante, el tiempo, el aprendizaje, su apoyo y su grande paciencia para mi persona.

A los miembros de mi comité tutorial:

A los Dres. Leopoldo Galicia Sarmiento y Diego Rafael Pérez Salicrup por la oportunidad, el tiempo y sus valiosos comentarios para mejorar mi escrito.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A los doctores Ana Isabel Moreno Calles, José Antonio Sierra Huelsz y Alejandro Casas Fernández así como a la M. en C. Irene Pisanty Baruch por aceptar ser miembro de mi jurado y su apoyo en la revisión de mi escrito.

Al M. en C. Jorge Calónico Soto y la Biól. Gilda Ortiz Calderón por la ayuda en la identificación del material botánico.

A la M. en C. María Asucena Mateos Aguilar por sus consejos y apoyo en campo.

A la comunidad de El Rosario, Tlaxcala junto con sus ejidatarios por aceptar que realizara mi trabajo en su bosque, al Comisariado Ejidal Mario Ramírez y al señor montero Gonzalo González por su apoyo, el tiempo y hacer más ameno el trabajo de campo.

A mis compañeras de laboratorio: Hada Celeste Montes Romero, María Hernández, María Eugenia Matías, María Teresa Hernández Téllez, a la Biól. Eugenia Cuevas y Diego Guerrero Ríos por su apoyo en campo.

DEDICATORIAS:

A mis padres Facundo Arturo Aguilar Labastida y
Clotilde Andrade Verona.

A Naui zipaktli.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1 INTRODUCCIÓN	3
1.2 La práctica silvícola en bosques de coníferas y encinos.....	4
1.3 Los efectos ecológicos del Manejo Forestal en bosques de coníferas y encinos.....	7
1.4 Los efectos ecológicos del aprovechamiento silvícola sobre los RFNM.....	8
1.5 La relación entre las políticas forestales y la disponibilidad de los RFNM.....	9
2 OBJETIVOS	11
3 ANTECEDENTES.....	12
3.1 El Aprovechamiento Forestal y los RFNM en El Rosario, Tlaxcala	12
3.2 La Dinámica del Bosque bajo Aprovechamiento Forestal.....	13
4 MÉTODOS.....	14
4.1 Sitio de estudio	14
4.2 Indagaciones sobre el manejo forestal y diseño de muestreo	16
4.3 Análisis de datos.....	20
4.3.1 Estructura de tamaños.....	20
4.3.2 Composición de las especies	21
4.3.3 Riqueza, dominancia y diversidad alfa (α) y beta (β)	21
4.3.4 Valor de importancia Ecológica	22
5 RESULTADOS	24
5.1 El Manejo Forestal en El Rosario, Tlaxcala.....	24
5.1.1 Actividades complementarias al PMF.....	26
5.2 Lista de RFNM presentes en las diferentes intensidades de manejo (BR, MR y AR)	27
5.3 Atributos ecológicos de la comunidad de especies útiles	30
5.3.1 Coníferas	30
5.3.2 Latifoliadas útiles	30
5.3.3 Arbustos	33
5.3.4 Hierbas.....	33
5.4 Estimación del valor de importancia ecológica en las coníferas y los RFNM	36
5.5 Densidad de coníferas y especies útiles (RFNM)	38
5.6 Estructura de tamaños (altura y DAP) en las coníferas y latifoliadas útiles	44
5.7 Evaluación de la composición de las especies útiles en los sitios muestreados	50
5.7.1 Análisis de agrupamiento	50

6 DISCUSIÓN	54
7 CONCLUSIONES	62
8 RECOMENDACIONES.....	63
Literatura citada	64
ANEXO I	72
ANEXO II	75

FIGURAS

Figura 1. Localización de la comunidad El Rosario y ubicación del bosque templado bajo aprovechamiento.....	14
Figura 2. Rangos altitudinales y ubicación de las UM en el Bosque de la comunidad de El Rosario, Tlaxcala.	18
Figura 3. Representación gráfica de la forma como se realizó el censo de especies no maderables en las UM.	19
Figura 4. Organización social de Ejidatarios en la comunidad de El Rosario, Tlaxcala.....	24
Figura 5. Representación gráfica de las 11 especies de RFNM que solo se encontraron creciendo en alguno de los sitios clasificados por el número de años de regeneración (BR, MR y AR).	29
Figura 6. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de coníferas en los sitios con diferentes años de regeneración..	31
Figura 7. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de latifoliadas útiles en los sitios con diferentes categorías de regeneración (BR= 3 años, MR= 9 años y AR= 13 años).	32
Figura 8. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de arbustos en los sitios con diferentes categorías de regeneración (BR= 3 años, MR= 9 años y AR= 13 años).....	34
Figura 9. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de hierbas en los sitios con diferentes categorías de regeneración (BR= 3 años, MR= 9 años y AR= 13 años).....	35
Figura 10. Densidad absoluta de coníferas presentes en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.....	40
Figura 11. Densidad absoluta de las especies latifoliadas útiles presentes en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.	41
Figura 12. Densidad absoluta de las especies de arbustos útiles presentes en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.	42
Figura 13. Densidad de las especies de hierbas útiles en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.....	43
Figura 14. Densidad absoluta de <i>Thuidium delicatum</i> presente en las UM clasificadas como BR, MR y AR de acuerdo a los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.	44
Figura 15. Clases de altura (cm) de las coníferas considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR).....	45
Figura 16. Clases de DAP de las coníferas considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR)....	46
Figura 17. Área basal de las diferentes clases de DAP en las latifoliadas útiles registradas en las diferentes UM.	47

Figura 18. Clases de altura (cm) de las especies de latifoliadas útiles considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR).....	48
Figura 19. Clases de DAP de las especies de latifoliadas útiles considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR).....	49
Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico que muestra la ordenación de las UM muestreadas de acuerdo a la composición de especies (RFNM) registradas en cada sitio (stress: 015).	52
Figura 21. Análisis de Componentes Principales (PCA) que muestra el ordenamiento de la abundancia de las especies a variables ambientales como orientación, altitud (msnm) e inclinación de la pendiente.	53

TABLAS

Tabla 1. Características de las Unidades de Muestreo (UM)..	17
Tabla 2. Unidades de Manejo con diferentes actividades complementarias al Aprovechamiento Forestal.	20
Tabla 3. Lista de especies de RFNM registrados en las diferentes categorías de años de regeneración (BR, MR y AR).	28
Tabla 4. Valor de Importancia Ecológica calculado a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de coníferas que crecen en sitios con diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).....	36
Tabla 5. Valor de Importancia Ecológica calculado a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de latifoliadas útiles que crecen en sitios en diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).....	37
Tabla 6. Valor de Importancia Ecológica calculado a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de arbustos que crecen en sitios con diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).....	37
Tabla 7. Valor de Importancia Ecológica calculada a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de hierbas que crecen en sitios con diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).....	38

ABREVIATURAS

AP	Alta Perturbación
BP	Baja Perturbación
CONAFOR	Comisión Nacional Forestal
DAP	Diámetro a la altura del pecho
DTU	Documento Técnico Unificado
EMIF	Estudios de Manejo Integral Forestal
MDS	Método de Desarrollo Silvícola
MF	Manejo Forestal
MMOBI	Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregular
MP	Mediana Perturbación
NMDS	Análisis de Escalamiento Multidimensional No-Métrico
PCA	Análisis de Componentes Principales
PMF	Plan de Manejo Forestal
PSA	Pagos por Servicios Ambientales
RFNM	Recursos Forestales No Maderables
SE	Socio ecosistema
SEMARNAT	Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales
UM	Unidad de Manejo
VIE	Valor de Importancia Ecológica

RESUMEN

Los Recursos Forestales No Maderables (RFNM) son importantes para las comunidades rurales por su valor para la subsistencia, la economía local y regional, y por su potencial para impulsar estrategias de conservación y aprovechamiento sostenible. Dentro de estos recursos se incluyen especies de plantas, hongos y animales que son extraídos de los bosques completos o sus estructuras y son utilizados como ingredientes en la preparación de alimentos, para curar enfermedades, para la construcción, fiestas tradicionales, entre otros usos. La disponibilidad y calidad de los RFNM puede ser afectada por factores ambientales, bióticos y sociales que alteran la forma como se realiza el manejo y la extracción. El manejo de los bosques a través de Planes de Manejo Forestal (PMF) coordinados por instancias gubernamentales y pobladores locales, modifican las estrategias de manejo tradicional de los bosques y la dinámica ecológica de las comunidades bióticas de plantas útiles. El efecto de los PMF sobre los RFNM es poco conocido, por lo que en este estudio se analizó este tópico. Se trabajó en la comunidad de El Rosario, Tlaxcala en donde el bosque se encuentra bajo manejo forestal. Se hipotetizó que el manejo forestal afectaría la riqueza, dominancia y diversidad de RFNM disminuyendo su disponibilidad para los habitantes de El Rosario. Para comprobar dicha hipótesis planteamos como objetivo de este estudio analizar si el manejo forestal generaba cambios en la composición, riqueza, dominancia, diversidad alfa y beta, abundancia y estructura de las comunidades bióticas de plantas útiles en 12 unidades de manejo (UM) similares en cuanto a altitud (msnm), orientación y pendiente, pero que representaron un gradiente de regeneración en función de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal. Los resultados sugieren que el manejo forestal ha generado cambios en la estructura del bosque con diferencias significativas en los diámetros y tamaños de las coníferas y latifoliadas útiles, así como en la densidad de las especies debido a la variación micro ambiental producto de la orientación, pendiente y altitud de los sitios y en menor medida por el efecto del manejo forestal respecto a los años transcurridos desde su último aprovechamiento. Los atributos ecológicos riqueza, dominancia y diversidad no mostraron diferencias significativas entre las UM. Las especies con mayor VIE fueron *Abies religiosa*, *Quercus* spp. *Fuchsia microphylla* y *Thuidium delicatulum*. A partir de este estudio concluimos que el PMF de El Rosario, Tlaxcala modifica la estructura de tamaños y la densidad de los RFNM y aunque el manejo forestal no pareció tener efectos negativos sobre la composición de especies útiles, sería importante que en el diseño de los PMF se integre un monitoreo de los RFNM.

ABSTRACT

Non-Timber Forest Resources (NTFP) are important for rural communities because of their value for subsistence, the local and regional economy, and for their potential to promote strategies for conservation and sustainable use. These resources include species of plants, fungi and animals that are extracted from the complete forests or their structures and are used as ingredients in the preparation of food, to cure diseases, for construction, traditional festivals, among other uses. The availability and quality of the NTFP can be affected by environmental, biotic and social factors that alter the way in which the management and extraction is carried out. The management of forests through Forest Management Plans (FMP) coordinated by government agencies and local people, modify the strategies of traditional management of forests and the ecological dynamics of biotic communities of useful plants. The effect of the FMPs on the NTFP is little known, so in this study this topic was analyzed. We worked in the community of El Rosario, Tlaxcala where the forest is under forest management. It was hypothesized that forest management would affect the wealth, dominance and diversity of NTFP, decreasing its availability for the inhabitants of El Rosario. In order to verify this hypothesis, we propose as the objective of this study to analyze whether forest management generated changes in the composition, richness, dominance, alpha and beta diversity, abundance and structure of the biotic communities of useful plants in 12 similar management units (MUs) as to altitude (masl), orientation and slope, but that represented a gradient of regeneration based on the years since the last forest use. The results suggest that forest management has generated changes in the forest structure with significant differences in the diameters and sizes of useful coniferous and hardwoods, as well as in the density of the species due to the micro environmental variation of the orientation, slope and altitude of the sites and, to a lesser extent, the effect of forest management with respect to the years since their last use. The ecological attributes of wealth, dominance and diversity did not show significant differences between MUs. The species with the highest VIE were *Abies religiosa*, *Quercus* spp. *Fuchsia microphylla* and *Thuidium delicatulum*. Based on this study, we conclude that the El Rosario, Tlaxcala FMP modifies the size structure and the density of the NTFP, and although forest management did not seem to have negative effects on the composition of useful species, it would be important that in the design of the PMF integrates a monitoring of the NTFP.

1 INTRODUCCIÓN

Los Recursos Forestales No Maderables (RFNM) son todo aquel material biológico (látex, resinas, flores, frutos, hojas, raíces) que puedan ser extraídos de los ecosistemas naturales y plantaciones bajo manejo (Dembener y Perlis 1993). Estos recursos tienen gran importancia por su valor y uso en lo medicinal, alimenticio, cultural y económico (CBD, 2001), convirtiéndose en una forma de complementar la subsistencia para las comunidades rurales e indígenas (Ghosal, 2011; Heubach, Wittig, Nuppenau y Hahn, 2011). La disponibilidad de los RFNM depende de la presencia de las especies que provén estos recursos y esto se encuentra relacionado con procesos ecológicos, así como con aspectos sociales como la intensidad de manejo y extracción (Peters, 2014; Ticktin 2004; Gaoue y Ticktin, 2010). Incluyendo la implementación de políticas que modifican la disponibilidad de los RFNM ya que, en algunas ocasiones se regulan en exceso los recursos originando su disminución o se promueve su acceso a las cadenas de mercado, como poco manejo sustentable (Ndoye y Chupezi, 2004; Ndeinoma y Wiersum, 2017). Conocer el efecto de éstas sobre la disponibilidad de los RFNM ha cobrado relevancia desde hace relativamente poco tiempo (Repetto y Gillis 1988; CBD 2001; Saxena 2003; Ndeinoma y Wiersum 2017) y es un aspecto importante de evaluar en el estudio sobre el manejo de los RFNM.

En México la amplia variedad de plantas reportadas como RFNM es resultado de su gran diversidad biológica y cultural, favoreciendo el uso tradicional de un vasto número de plantas. Por ejemplo, Blancas *et al.* (2017) encontraron en diferentes fuentes cerca de 1000 especies usadas como RFNM, mientras que Caballero y Cortés (2001) consideran se utilizan cerca de 7,000 especies de un total de 23,314 especies de plantas vasculares reportadas para México (Villaseñor, 2016). La forma biológica más utilizada son las hierbas, y en menor proporción los árboles y los arbustos. Lo anterior es debido a la frecuencia con que ocurren estas formas de vida en la naturaleza, así como también por el proceso de transformación antropogénico del paisaje (Caballero y Cortés, 2001).

El manejo de los RFNM por parte de la gente en las comunidades es complejo y variable, su finalidad es el de aumentar su disponibilidad o mejorar su calidad (Caballero *et al.* 2004; Azofeifa, *et al.* 2014). Entre las prácticas más comunes de manejo se encuentran la *tolerancia* de las especies silvestres en la cual se deja en pie a los individuos de la especie de interés, cuando se decide cortar la vegetación para abrir un claro (Caballero y Cortés 2001; Mejía *et al.* 2017). Otra forma de manejo de las plantas silvestres es la *promoción*; en donde no solo se tolera la presencia de individuos, sino que también se facilita la distribución y propagación de semillas de individuos de diferentes especies, destacando las plantas arvenses comestibles

(Caballero y Cortés 2001; López, *et al.* 2014). Una práctica de manejo que implica un mayor grado de manipulación en cultivos o sistemas agroforestales es la del *fomento o protección*; en donde se eliminan las especies competidoras y se excluyen los depredadores favoreciendo solo el crecimiento de los recursos de interés (Caballero y Cortés 2001). Finalmente, la *domesticación o selección artificial*; promueve que se incrementan los fenotipos de las plantas útiles favoreciendo su crecimiento y cuidado y removiendo los fenotipos indeseables (Casas *et al.* 2007).

Las prácticas de uso y manejo de los recursos vegetales a lo largo de muchas generaciones van conformado un cuerpo de conocimiento tradicional y manteniendo una relación dependiente naturaleza-humano (Raseth *et al.* 2013). Esta relación se va modificando y adaptando a diferentes circunstancias tanto del medio físico como del medio social (Taboada y De Alburquerque, 2008). La gente que convive con los bosques realizando actividades de cosecha o el mantenimiento de cultivos de especies de su interés va creando una interacción socio-ecológica, la cual forma parte de un marco denominado Sistema Socio-Ecológico o Socio-Ecosistema (SE) (Petrosillo, Aretano y Zurlini, 2015). Los SE tienen diferentes conceptualizaciones, pero comparten el mismo principio, donde el sistema social tiene un efecto sobre el sistema ecológico y los servicios ecosistémicos, y a su vez el sistema ecológico influye en el sistema social, es decir, existe un efecto recíproco en ambos sistemas (Scholz, 2011; Binder *et al.* 2013).

Además de los beneficios económicos y de subsistencia que proveen los RFNM, se ha planteado que su manejo podría contribuir a prácticas que fomenten un uso sostenible de las comunidades forestales y promuevan la conservación de la biodiversidad de los bosques donde se manejan. Así mismo, se ha propuesto que el manejo de los bosques comunitarios pueden ser un modelo alternativo de conservación de la biodiversidad, bienes y servicios ambientales toda vez que existe un interés compartido por toda una comunidad para lograr una obtención sostenida de los recursos naturales (Bray y Merino, 2007; Anup, 2013).

1.2 La práctica silvícola en bosques de coníferas y encinos

La extracción de madera en México históricamente ha sido una actividad económica complementaria regulada por una política forestal (SEMARNAT, 2016; Moctezuma y Galicia, 2018). El inicio del aprovechamiento forestal surgió en el siglo XIX, basado en modelos de privatización y despojo de tierras forestales a las comunidades nativas, lo que causó deterioro

a los bosques naturales (Cedeño y Pérez-Salicrup 2005). Durante la primera mitad del siglo XX, la política forestal intentó reglamentar, fomentar, proteger y aprovechar los recursos forestales mediante la concesión, la cual consistía en otorgar permisos a empresas privadas o estatales para extraer madera por un período entre 25 a 60 años limitando el uso tradicional de los recursos forestales a las comunidades rurales (Merino y Segura 2002), así como la renta de predios y las vedas forestales. Sin embargo, ante una falta de eficacia de estas actividades y la nula coordinación entre la política pública Agraria y Forestal, hubo un daño continuo de los bosques (Merino, 2001). Fue a partir del año de 1986 cuando la Ley Forestal estableció la anulación de concesiones, la proscripción del rentismo, así como el reconocimiento de las comunidades para hacer uso directo de sus bosques y la obligación de realizar Planes de Manejo Forestal (PMF) para el aprovechamiento del bosque (Merino, 2001).

La ordenación forestal suele involucrar la integración de prácticas silvícolas y conceptos empresariales (Bettinger *et al.* 2017), es decir, intervenciones aplicadas a los bosques a fin de mantener o mejorar su utilidad con respecto a objetivos específicos como la cantidad y producción de madera, la conservación de la biodiversidad, la recreación y el suministro de servicios ambientales (FAO, 2017). La ordenación forestal se realiza mediante un Plan de Manejo Forestal (PMF), un proceso de acción plasmado en un documento administrativo en el cual se describen y establecen prioridades, estrategias y actividades a realizar para alcanzar los objetivos de producción maderable, reforestación y su impacto a nivel económico y social en las comunidades en donde se realiza el MF, así como su ejecución para garantizar el uso sustentable, protección y restauración de las masas forestales (Wallace *et al.*, 2015, Bettinger *et al.* 2017). En México, la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS) establece que el manejo forestal (MF) es “el proceso que comprende el conjunto de acciones y procedimientos que tienen por objetivo la ordenación, el cultivo, la protección, la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los recursos (maderables y no maderables) y de los servicios ambientales 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” (D.O.F., 2017).

En nuestro país los sistemas de aprovechamiento silvícolas en áreas de clima templado, generalmente siguen dos métodos; el manejo regular (coetáneo) conocido como “Método de Desarrollo Silvícola” (MDS) y el manejo irregular (incoetáneo) destacado como “Método Mexicano de Ordenación de Montes Irregular” (MMOBI), los cuales consideran principalmente la producción, la eficiencia extractiva del producto y la regeneración de la producción de madera (Matthews, 1991; Torres-Rojo, 2004). Los sistemas regulares como el

MDS adoptan el control de área-volumen para la extracción, se aplican con el principal objetivo de alcanzar y obtener después de la corta una masa forestal con una misma edad, altura y diámetro (Franklin *et al.* 1997). Estos sistemas se consideran intensivos por involucrar las cortas a *matarrasa*; donde solo se favorecen a las especies tolerantes al sol, lo cual a largo plazo cambia la estructura del bosque (USDA, 2016). Esto desde el punto ecológico significa que el bosque se homogeniza en su distribución horizontal (Franklin *et al.* 1997; Torres-Rojo *et al.* 2016).

Por otro lado, los sistemas silvícolas irregulares o MMOBI implican el aprovechamiento de árboles a través de la corta selectiva en donde se remueve con frecuencia los árboles de forma individual o en pequeños grupos (Musalém y Fierros, 1996), normalmente los de mayor edad o eliminando al arbolado dañado, defectuoso, enfermo o plagado (Musalém y Ramírez 2003), mediante una serie continua de ciclos de corta. La duración de estos ciclos de corta suelen durar la mitad del tiempo necesario para que una especie concreta alcance el tamaño comercializable (FAO, 2017), sin embargo, este período podría no ser suficiente para permitir la regeneración de un bosque. En este tipo de manejo se va dirigiendo la modificación de las características de las masas forestales a fin de obtener una composición balanceada de edades en rodales con tantas clases de edad como años tiene el turno y conservar la espesura del bosque (Franklin *et al.* 1997; Raymond *et al.* 2009). Es un método menos intensivo, y para garantizar la protección de los renuevos se aplican actividades complementarias de tratamiento a suelos, control de malezas, cercado y brechas corta fuego (Armendáriz, 2014).

La aplicación de ambos sistemas silvícolas genera impactos físicos que modifican las condiciones ambientales. El más drástico es el regular, el cual: 1) aumenta la erosión en sitios con laderas y suelos inestables propensos a los deslaves por rápidas escorrentías, así como adelgazamiento de la superficie y perturbación del suelo (Crow, Buckley, Nauertz, & Zasada, 2002), mientras que el uso de máquinas extractivas compactan e incrementan la resistencia del suelo (Keenan y Kimmins, 1993), induciendo la modificación de su composición química, la cual influye en la eficiencia de filtración del agua (Gundersen *et al.*, 2010), y 2) los sitios con aclareos o grandes aperturas en el bosque cambian las condiciones de microclima y suelo, lo que hace aumentar los depredadores que se vuelven adversos para la sobrevivencia y crecimiento de las especies deseadas al igual que el sotobosque (Matthews 1991; Keenan y Kimmins 1993). No obstante, los sistemas irregulares tienen menos impactos físicos (erosión del suelo), que con el tiempo pueden ser sustanciales al cambiar la intensidad de luz (Woodcock *et al.* 2015, Cazzolla *et al.* 2014).

1.3 Los efectos ecológicos del Manejo Forestal en bosques de coníferas y encinos

Las prácticas silvícolas utilizadas durante el manejo forestal pueden ocasionar cambios ecológicos en la vegetación importantes en los bosques. Por ejemplo la corta a *matarrasa* (extracción total del arbolado en un solo corte), tiende a homogeneizar la estructura, edad y composición de los árboles del bosque, sobre todo cuando no hay una mitigación posterior al aprovechamiento (Woodcock *et al.* 2015), además de, favorecer a las especies tolerantes de sitios abiertos (Graham-Sauvé, Work, Kneeshaw, & Messier, 2013). Por otro lado practicas silvícolas menos intensivas como la corta selectiva, al extraer progresivamente a los árboles más viejos ocasiona la pérdida del hábitat para varias especies de invertebrados y saprófitos (Brunet, Fritz y Richnau 2010) y modifica la estructura del bosque a nivel de paisaje (Cannon, Kartawinata, Leighton, & Peart David, 1994), e incluso causa la mortalidad de vegetación no objetivo (Woodcock *et al.* 2015). Es importante mencionar que la corta selectiva, aun cuando mantiene la cobertura del dosel, ocasiona cambios en la temperatura favoreciendo el incremento de la intensidad de luz sobre el suelo, originando un crecimiento rápido de las especies pioneras y plantas del sotobosque (Edwards *et al.* 2014). Estas alteraciones a nivel de microclima (Decocq *et al.* 2005), originan condiciones ambientales favorables para algunas especies y subóptimas o intolerantes para otras (Swanson *et al.* 2011). Todo esto conlleva a que la composición de la comunidad cambie, incrementándose la abundancia de especies generalistas tolerantes al disturbio, mientras que las especialistas de bosque primario reducen su abundancia (Woodcock *et al.* 2015), igual que las especies afines a la sombra que necesitan de un microhábitat en el interior del bosque (Meijaard *et al.* 2005). Estos cambios en la composición de especies son considerados, según Swanson *et al.* (2011), como ecosistemas forestales sucesionalmente tempranos, es decir, un ecosistema que puede ocupar sitios potencialmente boscosos en el tiempo y espacio entre una perturbación de reemplazo de rodales y el restablecimiento de un dosel forestal cerrado.

Las variaciones en la composición de las comunidades por el manejo forestal es un hecho que ya ha sido identificado, sin embargo, en la riqueza y diversidad de especies no hay una tendencia clara en sus cambios. Por ejemplo Decocq *et al.* (2004) encontraron que el impacto es más negativo sobre las especies perennes tolerantes a la sombra y geófitas de primavera en bosques bajo manejo contrastantes. Duguid y Ashton (2013) reportaron no encontrar efectos negativos del manejo forestal sobre la riqueza de especies de plantas del sotobosque, especialmente en rodales regulares (zonas de bosque con árboles que mantienen

la misma edad y tamaño). En tanto que, en rodales con etapas sucesionales tardías obtuvieron una baja riqueza de especies en comparación con los rodales que no han sido talados en un bosque templado.

Por otra parte, Boch *et al.* (2013) han demostrado que la riqueza de especies de plantas se incrementa luego de ocurrir la corta de árboles, lo cual sugiere que este atributo no es confiable para evaluar el estado de conservación del bosque, sino más bien para indicar el disturbio. Algo parecido ha sido considerado por Woodcock *et al.* (2015) quienes mencionan que la riqueza de especies puede ocultar cambios significativos en ciertos grupos de plantas con una historia de vida y exigencias ecológicas específicas. En términos generales, se puede decir, que el manejo forestal modifica la composición arbórea y la salud de los ecosistemas (Roberts y Gilliam 1995; Battles *et al.* 2001; Torres Rojo 2004; Corral Rivas *et al.* 2005; Hernández-Díaz *et al.* 2008; Hernández-Salas *et al.* 2013), cambiando la complejidad estructural de la comunidad y, aunque con un patrón no muy claro, modificando la biomasa, riqueza y diversidad en arbustos y en el sotobosque (Martínez, *et al.* 2002; Wu *et al.* 2016).

1.4 Los efectos ecológicos del aprovechamiento silvícola sobre los RFNM

El PMF tienen como objetivo principal mantener la regeneración de los árboles de un bosque mediante la aplicación de prácticas silvícolas, las cuales pueden variar desde una tala a matarrasa con cortas de liberación, de aclareo y las cortas de selección (Bettinger *et al.* 2017). Sin embargo, dichas prácticas pueden generar cambios en los bosques, como por ejemplo, modificaciones a nivel de micro-sitio que alteran la regeneración y crecimiento de las poblaciones que se utilizan como RFNM (Peters, 1996). Además, tales prácticas afectan los procesos ecológicos y ecofisiológicos que actúan a diferentes niveles, desde los individuos hasta los ecosistemas (Gaoue, Sack y Ticktin 2011; Brites y Morsello 2012; Hernández-Barrios y Martínez-Ramos 2015). Los efectos de estas prácticas silvícolas pueden ser negativos o positivos para la sobrevivencia de las especies no maderables. Como aspectos negativos se ha identificado que la actividad de tala influye en la disminución de poblaciones de hierbas raras y de las condiciones óptimas para la reproducción de especies del sotobosque, estrato en el que abunda un mayor número de RFNM (Meier, Bratton y Duffy 1995). Mientras que la corta selectiva ha llegado a reducir la cantidad y calidad de los RFNM, es decir, ha provocado una reducción en el número de especies útiles ocasionado por una baja tasa de renuevo y una baja disponibilidad de especies consideradas RFNM (Ogar, Bisong y Eka 2016). Asimismo, Mfon y Bisong, (2011) reportaron que la intensidad de extracción maderable influye en la calidad (nivel

de destrucción en la planta por lata) y cantidad de los RFNM poniendo en riesgo la salud y el sustento de la gente que vive y depende de ellos en sitios rurales. Del mismo modo, el uso continuo de la corta selectiva ha influido en la modificación de la estructura y función del bosque a nivel de especie (Pinheiro *et al.* 2016). Mientras que las actividades de aclareo y remoción del sotobosque han dañado indirectamente a otras especies que son RFNM (Parren, Bongers y Mohren 2003; Rist *et al.* 2012), incluso se han creado conflictos de uso, ya que existen especies maderables que también son empleadas como un recurso no maderable (Rist *et al.* 2012).

Las prácticas silvícolas también han tenido efectos positivos sobre los RFNM (Gaoue, Ngonghala, Jiang, & Lelu, 2016; Guariguata *et al.* 2010), en algunos estudios la riqueza de especies herbáceas se ha incrementado en los rodales con aprovechamiento, debido a que las actividades forestales modifican la disponibilidad de recursos (minerales en el suelo) en relación a los volúmenes de madera extraída además de que, si existe un manejo de baja intensidad, se favorecen a las especies de crecimiento tardío o sucesionalmente tardías (Battles *et al.* 2001). Así mismo, el disturbio generado por el manejo silvícola permite que haya una mayor riqueza de especies de plantas de las cuales algunas podrían ser un RFNM (Boch *et al.* 2013), sobre todo, cuando el manejo forestal está influido por la participación colectiva de la comunidad, las prácticas de manejo que realizan suelen favorecer la heterogeneidad de los recursos en el bosque manteniendo la diversidad de especies en el sotobosque (Paudel y Sah 2015). Del mismo modo, se ha identificado que los sistemas silvícolas manejados bajo gradientes de intensidad, pueden maximizar la riqueza de especies (Battles *et al.* 2001) y la presencia de plantas vasculares del sotobosque, especialmente las especies intolerantes a la sombra (Paillet *et al.* 2010).

1.5 La relación entre las políticas forestales y la disponibilidad de los RFNM

Para que una política pública sea exitosa como instrumento a favor de la conservación y buen manejo de los recursos naturales, es necesario involucrar a los diferentes actores y una buena organización de las comunidades (UNDP, 2012; Bunge y Martínez, 2017). Entre estos actores, uno de los más importante son las personas que manejan los bosques, así como sus intereses y prácticas de manejo como un factor clave para la sostenibilidad de los recursos aprovechados (Martínez y Caballero 2016). Sin embargo, la adopción de las políticas ambientales, como es el caso de las políticas de manejo forestal, generalmente no toma en consideración las formas tradicionales de aprovechamiento y conllevan un cambio en las

formas como se usan y manejan los sistemas y recursos naturales con consecuencias que apenas empiezan a estudiarse (Buda *et al.* 2013; Gómez *et al.* 2017). Ahenkan y Boon (2010), plantean que las políticas forestales no han sido adecuadas para regular el manejo del bosque de manera integral debido a que se centran solo en el valor económico de la explotación de la madera y dejan de lado la importancia que tienen otras especies tanto en lo económico como en lo ecosistémico. La política forestal bajo el marco legal vigente en México y su operación en el país promueven actividades productivas, de conservación y restauración de la vegetación (SEMARNAT-CONAFOR., 2014) sin contemplar el valor de los RFNM desde la perspectiva biológica, cultural y económica para las comunidades. Para comprender el efecto del manejo forestal como un instrumento de las políticas forestales en México sobre la disponibilidad de las plantas reportadas con algún uso que crecen en diferentes zonas de bosque manejado, se estableció trabajar en la comunidad de El Rosario, Tlaxcala. En donde, con base en la información recabada en la tesis de licenciatura de la estudiante Hada Celeste Montes Romero (en preparación), sabemos que la comunidad hace uso de 110 especies de plantas como RFNM. Los cuales se obtienen de diferentes zonas del bosque de coníferas manejado por la comunidad, estas especies tienen diferentes tipos y valores de uso de acuerdo a la frecuencia con que son mencionadas. Por otro lado, sabemos que esta comunidad ha manejado su bosque mediante programas de manejo forestal durante 25 años y la extracción de madera les provee de una entrada económica para los ejidatarios con derecho a estos bienes.

Para abordar esta problemática, se planteó describir la comunidad de plantas consideradas RFNM en diferentes zonas del bosque con diferentes grados de extracción forestal. Se consideró que el estado actual de las comunidades nos podría indicar el efecto provocado por el disturbio, que al ser un evento relativamente discreto en el tiempo puede transformar la estructura de una población, de una comunidad o un ecosistema así como la disponibilidad de las plantas en el ambiente físico (White y Pickett, 1985). Sin olvidar que procesos no antropogénicos como plagas, las interacciones entre especies e incendios naturales pueden influir en el estado actual de la composición de la comunidad (Orwig, 2002; Holzmüller, Shibu y Jenkins 2009; Maluf *et al.* 2015). Aun cuando existe también un disturbio natural, la tala de árboles crea un nivel de incertidumbre a largo o corto plazo en la producción o disponibilidad de los RFNM (Duchesne *et al.* 2001). Tomando en cuenta que la política forestal vigente en México no incluye el manejo de los RFNM dentro del plan de manejo forestal, en este estudio se planteó la hipótesis de que las actividades silvícolas aplicadas en el manejo forestal afectarían las especies útiles (RFNM) que crecen en el bosque, afectando su disponibilidad para la población de El Rosario que los usa con diferentes fines. Concretamente

planteó que habrá una disminución en la riqueza, dominancia, diversidad y densidad de los RFNM en los sitios donde han transcurrido pocos años desde el último aprovechamiento y su incremento en sitios con muchos años de regeneración. Así como, cambios en la estructura del bosque (altura total y en el diámetro) promoviendo una mayor incidencia de individuos juveniles, en sitios con reciente aprovechamiento forestal, ya que los claros generados por el corte de madera estimulan el crecimiento y regeneración de especies, creando variaciones ambientales que afectarían la composición de las especies útiles.

2 OBJETIVOS

El presente trabajo tuvo por objetivo general; evaluar el impacto del manejo forestal sobre la comunidad de especies vegetales útiles que crecen en el bosque.

Los objetivos particulares fueron:

- Describir los mecanismos para la aplicación del Plan de Manejo Forestal en la comunidad de El Rosario desde las formas de organización del ejido, los procedimientos para la gestión del plan forestal y los criterios para la intervención del bosque.
- Analizar la composición de especies y la estructura del bosque en diferentes categorías de años de regeneración.
- Evaluar la riqueza, dominancia, diversidad y densidad de las especies útiles del bosque.

3 ANTECEDENTES

3.1 El Aprovechamiento Forestal y los RFNM en El Rosario, Tlaxcala

La Sierra de Tlaxco, lugar donde se ubica el bosque templado de El Rosario fue considerada a la llegada de los de Españoles como un sitio con una densa vegetación predominante de pinos, así como también mixta con pinos, encinos y abetos (González, 2006), sin embargo a mediados del Siglo XIX durante el Porfiriato su densidad fue disminuida por la extracción de madera para su venta como durmientes y postes a las compañías constructoras de las vías del ferrocarril (Rendón, 1990), situación de la cual las fincas obtuvieron grandes beneficios económicos realizando una explotación masiva de los bosques (Rendón, 1990). Posteriormente a la llegada del ferrocarril, haciendas como la de El Rosario hicieron de la producción del pulque su principal ingreso económico dejando como actividad complementaria la explotación maderera (Sánchez, 2014). No se sabe con exactitud la cantidad de madera que era extraída, no obstante se continuó con su aprovechamiento (Rendón, 1990). Para la década de los 80's se promovió el manejo forestal comunitario autónomo, principalmente en regiones que habían estado bajo veda forestal (prohibición del aprovechamiento comercial de la madera) como lo fue Tlaxco (Merino y Segura, 2002), aunque el sistema que no fue exitoso en todas las regiones, permitió que las comunidades manejaran sus bosques.

El aprovechamiento forestal no solo se limitó a la extracción de madera, sino que también al uso de los RFNM. González (2006) menciona que los diferentes bosques de Tlaxcala (principalmente en La Malinche y Sierra de Tlaxco) proporcionaron a los habitantes diferentes productos como las resinas de oyamel o pino con las cuales se elaboran aceites medicinales, raíces, hongos y plantas comestibles. En el caso particular de El Rosario, se ha realizado un estudio (Hada Celeste Romero Montes, en preparación) donde por medio de entrevistas a los habitantes de la comunidad y colectas se identificaron 110 especies útiles con uso en lo medicinal, comestible, cultural, ornato y artesanal.

3.2 La Dinámica del Bosque bajo Aprovechamiento Forestal

Conocer la dinámica de regeneración del bosque que ha estado bajo algún aprovechamiento forestal es importante, ya que permite identificar hasta qué nivel de explotación es el adecuado para que las masas forestales tengan una buena recuperación. Una forma de evaluar este aspecto es mediante el estudio de la vegetación de los estratos inferiores puesto que responde rápidamente ante un cambio en las condiciones ambientales, como las hierbas (Gilliam, 2007; von Oheimb y Härdtle, 2009) y a la existencia de una relación paralela entre la vegetación del estrato superior e inferior en los bosques (principalmente en los templados) (Burrascano *et al.* 2011). Un factor que afecta la vegetación del sotobosque es la disponibilidad de luz. Battles *et al.* (2001) en un bosque de coníferas con diferentes prácticas de manejo silvícola identificaron que la abundancia relativa de las especies disminuyó en tanto que la riqueza de especies se incrementó cuando el dosel estaba más abierto y la diversidad de especies solo varió año con año sin ser afectada. Decocq *et al.* (2005) encontraron que en diferentes tratamientos silvícolas, se generan cambios en la composición y abundancia de las especies, predominando las especies generalistas en aquellos sitios donde han transcurrido solo 8 años desde el aprovechamiento, mientras que en sitios donde han pasado 24 años se encuentran especies sucesionalmente intermedias, las diferencias en los patrones de vegetación son una clara respuesta a las condiciones ambientales por las prácticas silvícolas.

Schumann *et al.* (2003) al analizar el efecto del aprovechamiento de un bosque mixto de pino-encino, mencionan que en los sitios abiertos la riqueza de especies del sotobosque fue alta, ya que en el interior de estos existen condiciones favorables para la regeneración, además de predominar las plantas típicas demandantes de luz. Destacan que la abundancia de algunas especies disminuyó con el aprovechamiento forestal, la cual se incrementó con el tiempo, esto debido a que no hay un gran efecto de la extracción de madera o a que entre 5 y 10 años después de ocurrir el aprovechamiento las poblaciones vegetales tienen tiempo suficiente para recuperarse. Por otro lado, Bartels *et al.* (2016) realizaron una revisión cuantitativa de la literatura para identificar el tiempo necesario para que un bosque se recupere posterior a una extracción de madera. La recuperación se evaluó en base a los atributos estructurales del bosque como: cobertura del dosel, altura y diámetro a la altura del pecho, encontrando que en promedio toma de 5-10 años se recupere el 10% de la cobertura del dosel, los árboles tenga una altura de 10 metros y un área basal de $10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

4 MÉTODOS

4.1 Sitio de estudio

La comunidad El Rosario se encuentra situada en el Municipio de Tlaxco, Tlaxcala ubicado entre la Provincia del Eje neovolcánico, Subprovincia Lagos y Volcanes de Anáhuac. Cuenta con un total de 2,368 habitantes (SEDESOL, 2013) y está a una altitud de 2700 msnm (Figura 1).

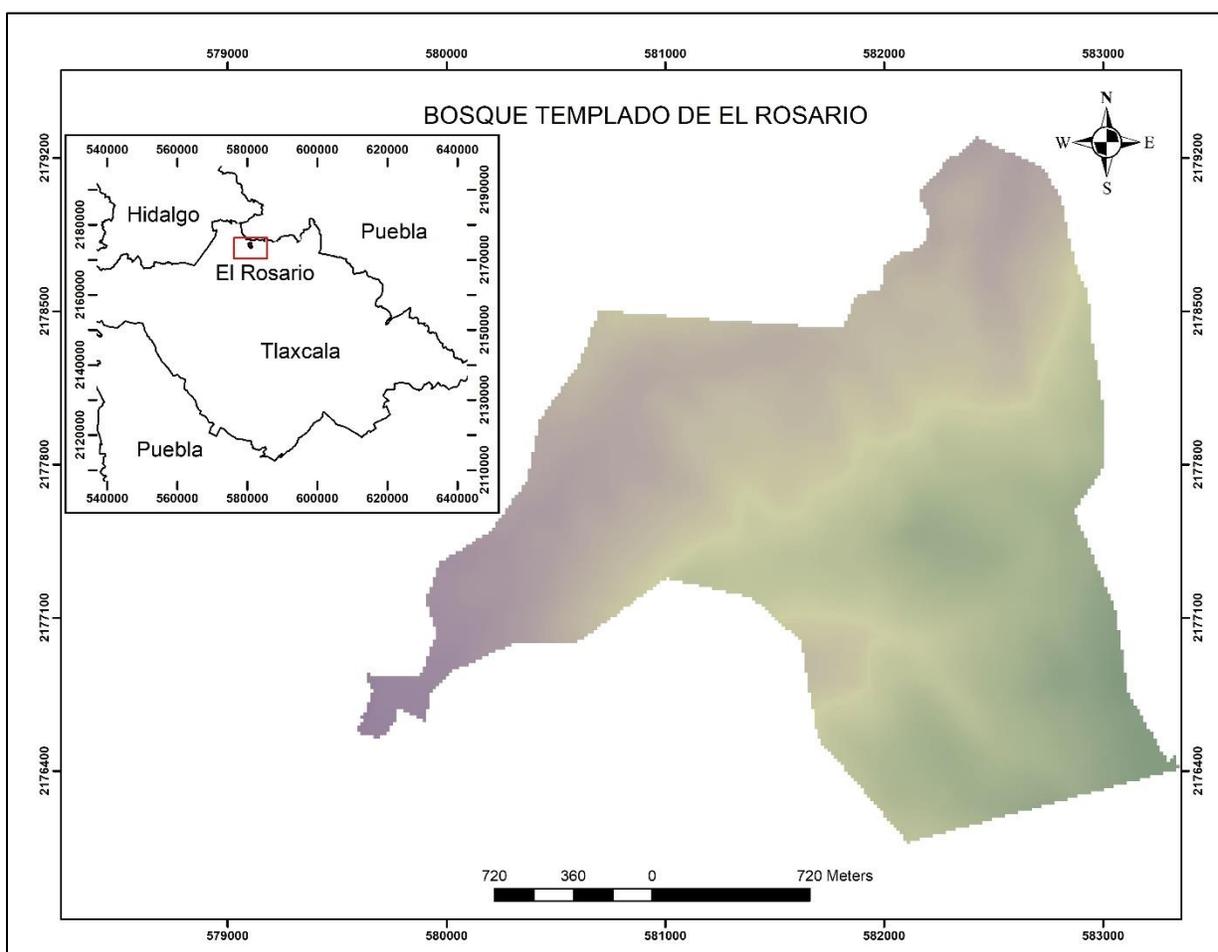


Figura 1. Localización de la comunidad El Rosario y ubicación del bosque templado bajo aprovechamiento.

La orografía del municipio de Tlaxco se caracteriza por tres formas topográficas: a) zonas accidentadas que representan un 20% de la superficie total del municipio y que se localizan hacia el norte por las comunidades de Acopinalco y El Rosario y al este por Tepayahualco y Atotonilco, b) zonas semi-planas ubicadas al este y suroeste del municipio

ocupando el 20% de la superficie y c) zonas planas comprendiendo el 60% de la superficie municipal ubicada en el occidente y parte del oriente. El sistema de topoformas está conformado por llanuras con lomerío de piso rocoso o cementado (41%), lomerío de tobas con llanuras (24%), sierra volcánica de laderas escarpadas (18%) y lomerío de tobas (17%) (INEGI, 2009).

El clima predominante en el municipio de Tlaxco es el *Templado subhúmedo C (w1) (w)*, con lluvias en verano (junio-septiembre) y un bajo porcentaje de lluvia invernal menor a 5 mm, el régimen pluvial medio anual en la región varía de los 600 a 1000 mm. La dirección de los vientos son de norte a sur, con una temperatura media anual de 12 a 14 ° C con una máxima de 17 a 18° C, y una mínima de 8° C (González-Sánchez, 2014; INAFED, 2017). Pertenece a la Región hidrológica de los ríos Balsas (44%), Pánuco (39%) y Tuxpan-Nautla (17%), el principal recurso hídrico del municipio es el río Zahuapan con un recorrido de noreste a sudoeste alimentado por diversos arroyos y barranquillas. Sus corrientes de agua intermitente son: Casa Blanca, El Campanario, El Capulín, El Fondón, El Rosario, Martinica, Payuca, Rayuela y Totoltepec (INAFED, 2017; INEGI, 2009). Pertenece al período del Neógeno (83%) y Cuaternario (14%), la roca más abundante es la Ígnea extrusiva: basalto (83%). Su suelo es aluvial (14%), siendo dominante el Feozem (66%), Andosol (28%), Vertisol (2%) y Durisol (1%) (INEGI, 2010).

El uso de suelo en el municipio de Tlaxco está compuesto en un 65% de agricultura, 2% de zona urbana y cuerpos de agua con tan solo el 1%. Su vegetación predominante es el Bosque templado con un 26%, seguido del pastizal con 5% y en menor proporción el matorral xerófito con el 1%. El bosque se compone de pino y oyamel, las especies representativas son ayacahuite (*Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltldl.), pino real (*Pinus montezumae* Lamb.), pino colorado (*Pinus patula* Schltldl. & Cham.), pino blanco (*Pinus pseudostrobus* Lindl.) y teocote (*Pinus teocote* Cham. & Schltldl.), además de que predominan el oyamel (*Abies religiosa* (Kunth) Mirb.), encino (*Quercus* sp.) y otras hojosas como el madroño (*Arbutus xalapensis* Kunth) (González-Sánchez, 2014; INAFED, 2017; INEGI, 2010).

4.2 Indagaciones sobre el manejo forestal y diseño de muestreo

Para cumplir nuestro primer objetivo de describir los mecanismos del manejo forestal en nuestra área de estudio, se realizaron indagaciones con los responsables directos de aplicar el Plan de Manejo Forestal (comisariado ejidal, ingeniero forestal, guardabosques y responsable del vivero), con la finalidad de conocer las particularidades del plan, su operatividad y sus actividades complementarias, así como ubicar y conocer las zonas del bosque que estuvieran sujetas a manejo.

A partir de los mapas (Anexo I) y documentos proporcionados por el prestador de servicios técnicos forestales, que es la persona contratada por los ejidatarios para elaborar cada temporada el plan de manejo forestal (PMF) de la comunidad se obtuvo la información sobre la extracción de madera y la temporalidad en el manejo de diferentes zonas del bosque. Con dicha información se seleccionaron las áreas para los muestreos ecológicos buscando representar un gradiente de regeneración a razón del número de años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal. Dado que no se reportaron sitios del bosque en donde no se hiciera extracción de madera, no pudimos incluir un sitio de muestreo control que estuviera exento del aprovechamiento forestal. Tratando de homogeneizar las condiciones climáticas entre los sitios de muestreo y tener mayor claridad del efecto del manejo forestal sobre las comunidades de plantas útiles, se estableció trabajar en un rango altitudinal entre los 2880 a 3200 msnm (Figura 2).

Utilizando el número de años que transcurrieron desde la última vez que el PMF reportaba extracción de madera en cada zona hasta el año 2017 (cuando se hizo este estudio), se estableció un gradiente para seleccionar las unidades de muestreo (UM) que se dividió en 3, 9 y 13 años de regeneración (ver Tabla 1), en la comunidad biótica de plantas útiles por la extracción o corta de madera. Se consideró que había una baja regeneración cuando habían pasado menos número de años desde que se había realizado la última extracción o corte de madera, mientras que a más años transcurridos desde la última extracción de madera la regeneración habría aumentado. De esta forma en los sitios con baja regeneración (BR) no habían transcurrido más de 3 años desde la última cosecha, los sitios con una media regeneración (MR) tenían entre 8 y 9 años desde que fueron intervenidos para extraer la madera y en los sitios con alta regeneración (AR) habían pasado entre 11 y 14 años desde que se realizó el corte de la madera (Tabla 1).

Los volúmenes de extracción de madera y los tratamientos silvícolas (corte para aclareo, corte de selección y corte para liberación de árboles padre) (Tabla 1) no se utilizaron para

determinar el gradiente de los sitios pues variaban poco y no nos permitían establecer un patrón, sin embargo, se consideraron en el análisis y discusión de los resultados como características de las condiciones micro ambientales de los sitios.

Tabla 1. Características de las Unidades de Muestreo (UM). Mostrando los años en que fue talada la madera del sitio, los años transcurridos desde la última fecha de corte hasta el presente (año 2017). Número asignado a cada UM, Gradiente de número de años de regeneración asignado a cada UM, en donde BR es baja, MR media y AR alta regeneración del bosque; Tratamiento silvícola utilizado en cada sitio; volumen de madera extraída y coordenadas del sitio.

Año(s) en que ocurrió el último corte €	Número de años transcurridos desde su última fecha de corte al presente (2017)	Nº Unidad de Manejo*	Gradiente de número de años de regeneración	Tratamiento β	Volumen de madera extraída en el último corte (m ³)	Coordenadas de cada UM
2014	3	1	BR	C.S.	6182.3443	0580643 O 2177949 N
2015-2016	1	4	BR	C.S.	1432	0581412 O 2177746 N
2015	2	6	BR	C.S.	2322.21	0580865 O 2177766 N
2014	3	8	BR	C.S.	6182.3443	0580535 O 2177560 N
	8	9	MR	C.A.		0582381 O 2176327 N
2008-2009	8	10	MR	C.A.	1458.618	0582080 O 2176485 N
	9	11	MR	C.A.		0582020 O 2176375 N
2007-2008	9	12	MR	C.A.	2589.342	0582452 O 2176045 N
2005-2006	11	7	AR	C.A.		0582302 O 2178829 N
2005-2006	11	3	AR	C.A.	2010.679	0582824 O 2178466 N
2003-2004	13	5	AR	C.A.	3345.488	0582371 O 2177908 N
2002-2003	14	2	AR	C. A. y C. L.	2767.649	0582775 O 2178288 N

€ El año del último corte de madera se determinó con base a los dos últimos ciclos silvícolas reportados por los técnicos forestales, comprendiendo los periodos de 2000 a 2011 y 2013 a 2024

* En esta columna se indica con número la unidad de manejo ubicadas en diferentes áreas de corta en el mapa del actual ciclo silvícola.

β El tratamiento aplicado al bosque de El Rosario fue; corta de aclareo (C.A.), corta de selección (C.S.) y uno combinado el corte de liberación (C.L.) con aclareo.

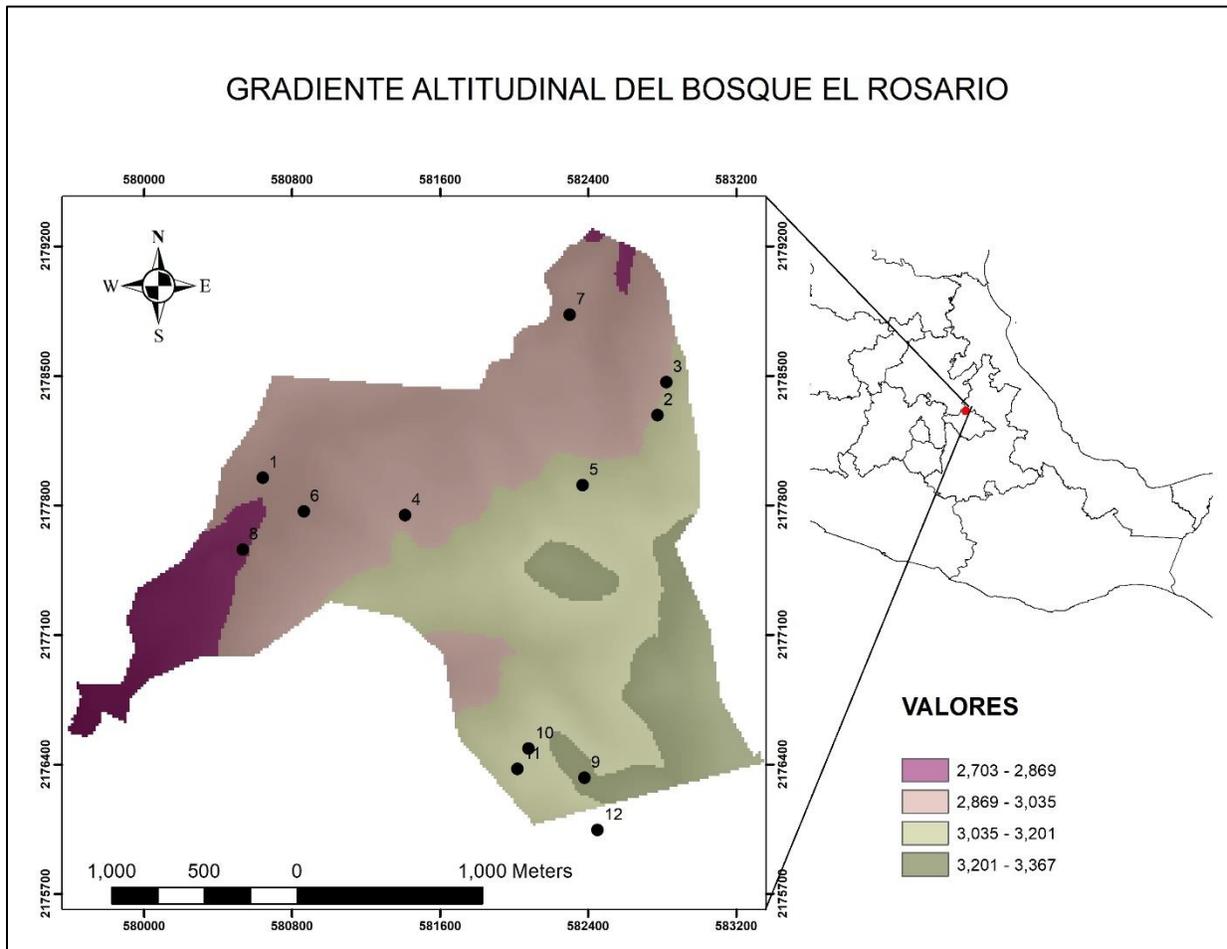


Figura 2. Rangos altitudinales y ubicación de las UM en el Bosque de la comunidad de El Rosario, Tlaxcala.

Diseño de Muestreo

Con base al número de años transcurridos desde la última fecha de extracción de madera seleccionamos 12 unidades de muestreo (UM), las cuales tenían entre 3 y 14 años de descanso silvícola. En cada UM se seleccionaron al azar tres parcelas circulares de 500 m² cada una, en donde se registraron las especies de plantas útiles; con el fin de caracterizar la condición del bosque también se registró a todas las coníferas presentes, aunque estas no fueran plantas mencionadas por su utilidad. La línea que marcaba el diámetro de la circunferencia de cada parcela se utilizó como una línea de Canfield (25.24 m de largo y 1.5 m de ancho) para el registro de las hierbas reportadas como plantas útiles. El registro de los arbustos útiles se realizó también a lo largo de la línea de Canfield pero considerando un ancho de 75 cm arriba y debajo de la línea, lo que significa que el área muestreada para arbustos por

parcela fue de 37.86 m². Por último, los árboles (latifoliadas) útiles se censaron en toda la parcela circular de 500 m² (Figura 3).

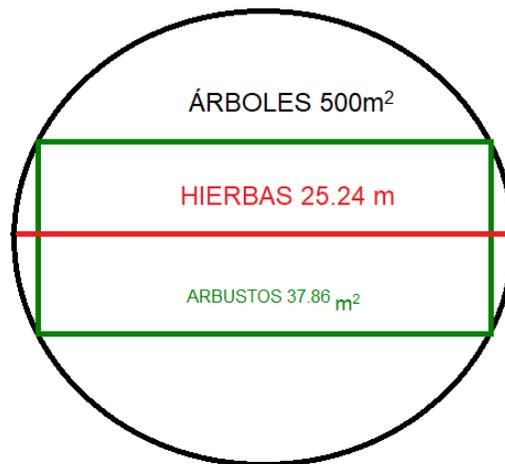


Figura 3. Representación gráfica de la forma como se realizó el censo de especies no maderables en las UM.

En cada Unidad de Muestreo (UM), se tomaron los datos de altitud, orientación (con un GPS Magallanes) y pendiente, esta última mediante una categorización visual definida como alta: mucha inclinación, media: moderada inclinación y baja: cuando estaba casi plano el terreno (Bakuants, 2008). De igual forma, se registraron las evidencias del manejo forestal como; actividades de chapeo de malezas, apertura de caminos y reforestación de árboles (Tabla 2).

Tabla 2. Unidades de Manejo con diferentes actividades complementarias al Aprovechamiento Forestal.

No. UM	Años transcurridos desde su última aplicación al 2017		
	<i>Chapeo de malezas</i>	<i>Apertura de caminos</i>	<i>Reforestación</i>
1	3	4	4
2	3		
3	2	Sin	
4	2	apertura	Sin reforestación
5	6		
6	2	4	
7	3	2	2
8	2	4	4
9	1		2 meses
10	1	Sin	
11	1	apertura	Sin reforestación
12	1		

Se registró también información sobre las siguientes variables: la altura total (con un hipsómetro Vertex IV), diámetro a la altura del pecho (DAP) y diámetro mayor y menor de proyección de copa (con cinta métrica y flexómetro) para los árboles y coníferas registradas en cada UM (García Mayoral, Valdez Hernández, Luna Cavazos y López Morgado, 2015; Zarco-Espinosa, Valdez-Hernández, Ángeles-Pérez y Castillo-Acosta, 2010). Para cada arbusto se midió altura y diámetro mayor y menor de proyección de copa, por último para las hierbas se consideró solo la intercepción en la línea de Canfield y su ancho máximo perpendicularmente a la línea (Canfield, 1941; Gómez *et al.* 2009; Marino y Pensiero, 2003).

4.3. Análisis de datos

4.3.1 Estructura de tamaños

Por otra parte, para identificar si el manejo forestal generaba o no cambios en la estructura se analizaron las diferencias del DAP y de la altura de las latifoliadas útiles y coníferas registrados. Mediante un análisis de Ji-Cuadra de contingencia y Residuos Ajustados de Haberman (Haberman, 1973) se analizaron las diferencias entre las categorías de regeneración (BR, MR y AR).

4.3.2 Composición de las especies

Posteriormente se realizó un análisis multivariado de escalamiento no métrico (NMDS) (Quinn y Keough, 2002) para obtener el agrupamiento de los sitios censados en relación a las especies presentes en cada sitios. Para ello se construyó una base de datos de presencia-ausencia con las especies de todas las formas de vida vegetal considerándolas como variables descriptivas de los 12 sitios censados. Así mismo, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) (Cuadras, 2014), para identificar las variables ambientales y de manejo forestal que más influyeron en la agrupación de las especies en los 12 sitios censados de acuerdo a su abundancia. Para esto se elaboró una base de datos que incluía la abundancia de cada especie por sitio así como los valores de cada sitio sobre su área basal (área horizontal de un árbol que se encuentra a 1.30 mt. del suelo), pendiente, altitud (msnm), orientación, tratamiento silvícola y número de años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.

El análisis NMDS se efectuó con el programa R aplicando la distancia de Bray-Curtis (Oksanen, 2015) y el Programa SPSS (versión 21.0) para el análisis de componentes principales.

4.3.3 Riqueza, dominancia y diversidad alfa (α) y beta (β)

Los índices de riqueza, dominancia y diversidad de especies, así como la diversidad beta (β) se calcularon agrupando los cuatro sitios de cada categoría de años de regeneración (BR, MR y AR) con la finalidad de incrementar el tamaño de muestra por condición de manejo.

El índice de riqueza específica (Margalef) se estimó como:

$$D Mg = S - \frac{1}{Ln} N$$

Donde:

S= número de especies

N= número total de individuos encontrados

El logaritmo aplicado a este trabajo fue base 10.

La representatividad de las especies se obtuvo mediante la dominancia (Simpson):

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , que se calcula a partir de número de individuos de la especie i entre el número total de individuos de la muestra.

La uniformidad de las especies dentro de las UM se calculó mediante la diversidad de especies (Índice Shannon-Wiener):

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

Donde:

p_i = proporción de los individuos de la especie i respecto al total de individuos.

La diversidad beta (β) fue evaluada mediante el índice de Whittaker (β_w) con la fórmula:

$$\beta_w = \gamma/\alpha$$

En donde γ es el número total de especies de un determinado conjunto entre el promedio del número de especies (α) de muestras que forman parte del conjunto.

Para evaluar el efecto de los años de regeneración (BR, MR y AR) sobre el comportamiento de la riqueza, dominancia y diversidad de especies, se hizo un análisis de regresión lineal (Moreno, 2001), en el cual las UM se agruparon en las categorías BR, MR y AR.

4.3.4 Valor de importancia Ecológica

El Valor de Importancia Ecológica (VIE) se estimó de la siguiente forma (Curtis y McIntosh, 1951; Zarco-Espinosa *et al.* 2010; Maldonado *et al.* 2013).

$$\mathbf{VIE = dominancia\ relativa + densidad\ relativa + frecuencia\ relativa}$$

$$\mathbf{Dominancia\ relativa} = \frac{\text{dominancia absoluta por especie}}{\text{dominancia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

Donde:

$$\text{Dominancia absoluta} = \frac{\text{Área basal de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

$$\text{Área basal} = \frac{3.1416}{4} \text{DAP}^2$$

$$\mathbf{Densidad\ relativa} = \frac{\text{densidad por cada especie}}{\text{densidad absoluta de todas las especies}} \times 100$$

Donde:

$$\text{Densidad absoluta} = \frac{\text{número de individuos de una especie}}{\text{área muestreada}}$$

$$\mathbf{Frecuencia\ relativa} = \frac{\text{frecuencia absoluta por cada especie}}{\text{frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

Donde:

$$\text{Frecuencia absoluta} = \frac{\text{Número de sitios donde se encuentra la especie}}{\text{Número total de sitios muestreados}}$$

5 RESULTADOS

5.1 El Manejo Forestal en El Rosario, Tlaxcala

Con ayuda de las indagaciones realizadas a los responsables directos de aplicar el PMF en El Rosario cumplimos el objetivo específico de conocer las peculiaridades y características del manejo forestal en dicha zona, donde la gestión de los recursos forestales es exclusivamente llevada a cabo por los ejidatarios, los cuales se organizan como se observa en la figura 4.

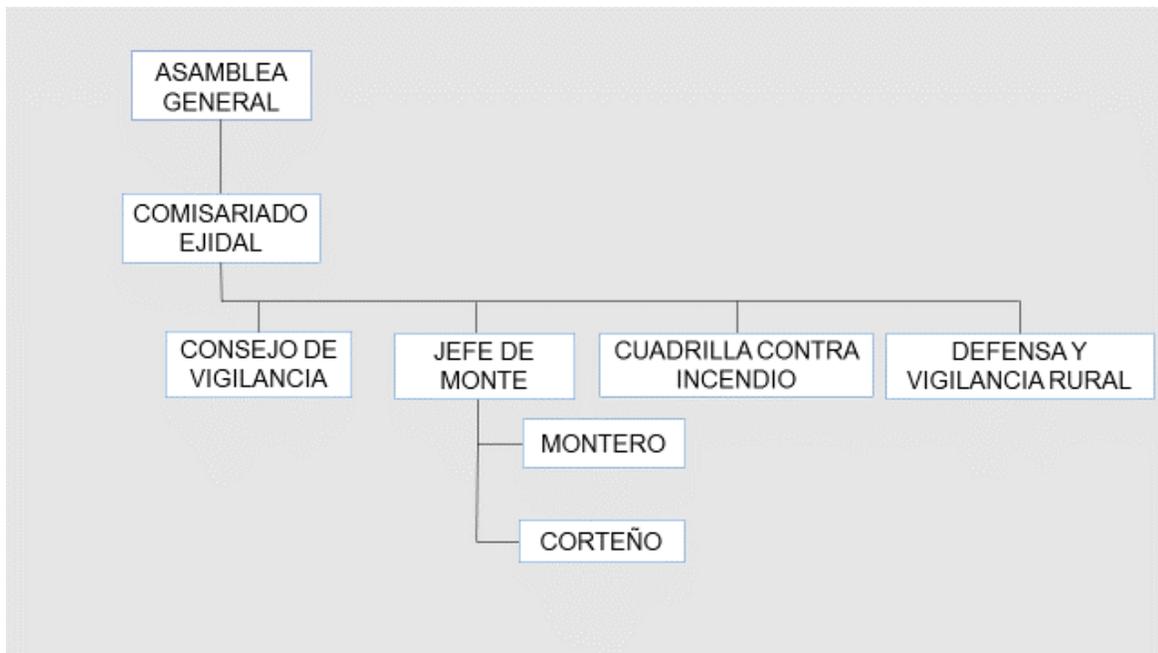


Figura 4. Organización social de Ejidatarios en la comunidad de El Rosario, Tlaxcala.

De acuerdo a esta figura se identificó que los ejidatarios de El Rosario mantienen una organización jerárquica, en la que la Asamblea General ocupa el nivel más alto y se encarga de vigilar y observar que todo lo que se realice en el manejo del bosque sea transparente y se cumpla conforme a los acuerdos establecidos en las juntas de asamblea. Le sigue el Comisariado Ejidal que funge como representante legal de sus compañeros ejidatarios, responsable de llevar el manejo administrativo y cuidado del bosque (con asesoría técnica forestal). Esta última tarea la complementa auxiliándose de cuatro grupos: 1) el Consejo de vigilancia, 2) el Jefe de monte, 3) las Cuadrillas contra incendios, y 4) la Defensa y vigilancia rural.

El grupo del Consejo de vigilancia se encarga de atender el buen funcionamiento de los aspectos administrativos y el cumplimiento de los acuerdos establecidos en la asamblea. El Jefe de Monte se auxilia para sus actividades del Montero que vigila y cuida el bosque para evitar la tala y caza clandestina así como de verificar que en temporada de veda no se ingrese al bosque con perros, para impedir riesgos o daños sobre la fauna nativa. El grupo de los Corteños está formado por personas de la misma comunidad que talan los árboles marcados por el técnico forestal usando motosierra y hacha. Una vez que se efectúa la corta, los troncos en rollo se arrastran con la ayuda de caballos hacia la orilla de los caminos, sitio en donde serán puestos en camiones para su traslado. El tercer grupo es la Cuadrilla contra incendios conformada de igual forma por personas de la comunidad, las cuales siempre se mantienen en alerta ante cualquier amenaza de fuego, ya que su responsabilidad es controlar y en su caso apagar un conato de incendio en el bosque. El último grupo es la Defensa y vigilancia rural (cuerpo de defensa rurales); unidades constituidas por ejidatarios organizados, equipados y adiestrados que cooperan con el ejército y fuerza aérea mexicana en la defensa y conservación del orden y seguridad pública del campo y cuidado de la riqueza nacional, dichas actividades suelen ser ejercidas en la comunidad de El Rosario.

Las entrevistas brindaron algunos datos históricos que indican que el bosque de la comunidad de El Rosario ha estado bajo alguna forma de explotación desde hace 50 años aproximadamente. Pero fue hasta 1992 cuando se comenzaron a realizar estudios técnicos que permitieron la realización de un EMIF (Estudios de Manejo Integral Forestal, metodología Finlandesa), que con el tiempo se transformó a lo que ahora se conoce como un Plan de Manejo Forestal (PMF). Esto sugiere que el Bosque de El Rosario tiene 25 años bajo un aprovechamiento forestal tecnificado. El PMF actual consiste en producir y aprovechar los recursos forestales maderables, a partir de las diferencias de uso de suelo y vegetación, luego se definen los rodales; unidad de gestión que mantienen una vegetación homogénea. En cada rodal se estima la cobertura de copa para conocer la productividad, posteriormente se aplican métodos dasométricos, con las cuales se conoce el volumen existente y el potencial a aprovechar con lo cual, se decide el método y tratamiento silvícola a practicar.

Para ejercer el PMF en el bosque, se requiere la autorización de la SEMANARNAT para obtener el permiso de aprovechamiento forestal por un período de 10 años. El PMF de El Rosario en el período de 2000-2011 usó el sistema silvícola regular con las variantes de cortas de liberación y aclareo (eliminación de árboles padre y extracción total de una masa de árboles en forma paulatina, respectivamente). Este sistema es conocido en México como Método de Desarrollo Silvícola en México (MDS), que actualmente conforme a la normatividad vigente, ya

no permite realizar cortas por arriba de los 3000 msnm por ser intensivas. Durante este período el volumen extraído fue de la siguiente forma: pino (6675.295 m³), oyamel (16795.219 m³), encino (1935.988 m³) y otras latifoliadas (94.078 m³). Durante el permiso de aprovechamiento que va del año 2014 al 2024, se está aplicando el sistema silvícola irregular o comúnmente conocido como MMOBI bajo el tratamiento de corta por selección; que consiste en eliminar a los individuos en competencia y que presentan características no deseables (enfermos, viejos, deformes). De cada especie de árbol se cortan diferentes m³ en base a estimaciones dasonómicas (medición del volumen, edad e incremento de las masas forestales) con la finalidad de mantener la misma proporción de especies arbóreas.

5.1.1 Actividades complementarias al PMF

Una vez que se realiza el corte o extracción maderable (autorizada previamente), se aplica la reforestación en la misma área de aprovechamiento, así como en las áreas con baja densidad arbórea (donde no hubo regeneración natural), actividad que se realiza cada año. Las especies empleadas para reforestar son: *Abies religiosa*, *Pinus patula*, *P. pseudostrobus*, *P. rudis*, *P. montezumae*, *P. ridwayi*, *P. ayacahuite* y *P. teocote*, siendo las dos primeras especies las más importantes por su calidad maderable y alto valor económico. Las plantas son provistas por la CONAFOR-SEMARNAT y en menor proporción por el vivero que tiene la comunidad, el cual está bajo el cuidado de un ejidatario de la comunidad, mismo que la asamblea general eligió. De acuerdo con los registros realizados por el comisariado ejidal en el año 2016 se plantaron 72 000 árboles, ya que fuertes ventiscas derribaron muchos árboles en ese mismo año y cuando hubo programas de apoyo de CONAFOR, hasta 180 000 árboles, sin embargo, se desconoce si hay registros o indicadores de la sobrevivencia de dichas reforestaciones.

Además de la reforestación realizan diferentes actividades como apertura y limpia de brechas corta fuego, con el fin de disminuir el riesgo ante un incendio de terrenos vecinos. Asimismo, ponen en práctica la creación de brechitas, que son pequeños caminitos donde se realiza limpieza del terreno quitando todo el *ocoxatl* para que el suelo quede desnudo, ya que los ejidatarios consideran que de esa forma germinan más rápido las semillas de las coníferas. Igualmente, llevan a cabo podas en áreas de regeneración natural y establecida, con la finalidad de mejorar la calidad maderable de las especies de interés. Otra actividad complementaria son los aclareos-chapeos mediante los cuales eliminan totalmente las hierbas y arbustos con el objeto de que desarrollen bien y mejor las coníferas. Así mismo, eliminan plagas cortando el muérdago, hacen cunetas para la captación de agua y establecen caminos. Estos caminos son esencialmente para extraer la madera y tener rápido acceso al bosque en caso de combatir un

incendio. Y con los desechos post-corta elaboran cordones, es decir, los residuos del corte se acomodan conforme a la topografía del sitio, para evitar la erosión y generar refugios a la fauna silvestre. Todas las actividades se realizan cada año en diferentes zonas del bosque (según como lo establezca el PMF), con la ayuda y participación de los habitantes de la comunidad y pago de la SEMARNAT. Con esta información se supo que gran parte del bosque de El Rosario, está bajo manejo forestal, variando solo el volumen de extracción y el área de corta del bosque. Las únicas áreas exentas de un uso forestal son: el paraje del “AGUA DE LOS NIÑOS” y la zona del “ENCINAR” reconocidas así por los habitantes. La zona del “encinar” tiene aproximadamente 15 años de descanso, es decir, no se ha ejercido ningún tipo de extracción debido al bajo valor económico de su madera, no obstante, dentro del Programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), el cual venció en el año pasado, se ha estado conservando.

Además del actual PMF la comunidad ha propuesto dos nuevos programas; a) Creación de un área semillera y b) Comercialización del musgo, reconocido por la gente como un RFNM. La zona semillera será aprovechada por un período estimado de tres años en secciones de bosque de pino-encino, sobre todo de la especie *Pinus patula*. En estas zonas se pretende talar a los árboles maduros y viejos dejando solo a los jóvenes con características saludables y usar sus propágulos como un producto certificado para su posterior venta, mientras que el manejo del musgo para su extracción operará por un período de cinco años, explotando únicamente al musgo con un aproximado de 40 toneladas por área establecida para la época de fiestas decembrinas. Ambos programas ya fueron autorizados por la SEMARNAT, entrando en vigor en diciembre 2017 para explotación de un RFNM y en 2018 para la creación de la zona semillera.

5.2 Lista de RFNM presentes en las diferentes intensidades de manejo (BR, MR y AR)

Durante los censos realizados se registró un total de 31 especies útiles y 6 especies de coníferas (Anexo II). De los 31 RFNM censados (Tabla 3), 11 estuvieron presentes solo en determinadas categorías de regeneración (Figura 5), siendo la categoría de MR la que tuvo más especies, seguido de las de BR y AR respectivamente.

Tabla 3. Lista de especies de RFNM registrados en las diferentes categorías de años de regeneración (BR, MR y AR).

Especie	Nombre común	BR	MR	AR
<i>Ageratina glabrata</i>	Chamiza			x
<i>Arbutus xalapensis</i>	Madroño	x	x	x
<i>Baccharis conferta</i>	Escobilla de vara ancha	x		
<i>Castilleja tenuiflora</i>	Hierba del cáncer	x		x
<i>Ceanothus coeruleus</i>	Tezhuate		x	
<i>Cirsium ehrenbergii</i>	Cardo de monte	x	x	x
<i>Conopholis alpina</i>	Mazorca de encino		x	
<i>Didymaea alsinoides</i>	Ocoxochitl	x	x	x
<i>Dryopteris sp.</i>	Palma de monte	x		x
<i>Eryngium proteiflorum</i>	Flor seca		x	
<i>Fragaria mexicana</i>	Fresa silvestre	x		x
<i>Fuchsia microphylla</i>	Aretillo	x	x	x
<i>Fuchsia thymifolia</i>	Aretillo	x	x	x
<i>Galium aschenbornii</i>	Riñonina	x	x	x
<i>Garrya laurifolia</i>	Aguacatillo	x		x
<i>Govenia capitata</i>	Orquídea	x	x	
<i>Litsea glaucescens</i>	Laurel	x		
<i>Phytolacca icosandra</i>	Reventón	x		
<i>Plantago australis</i>	Anté	x		
<i>Pleopeltis sp.</i>	Lengua de venado		x	x
<i>Polystichum rachichlaena</i>	Palma de monte			x
<i>Prunus serótina</i>	Capulín	x	x	x
<i>Quercus crassifolia</i>	Encino de hoja ancha		x	
<i>Quercus spp.</i>	Encino	x	x	x
<i>Ribes ciliatum</i>	Capullo	x	x	x
<i>Rubus caudatisepalus</i>	Zarzamora		x	
<i>Rubus pumilus</i>	Mora	x		x
<i>Salvia elegans</i>	Mirto	x	x	x
<i>Sedum dendroideum</i>	Siempre viva	x	x	x
<i>Symphoricarpus microphyllus</i>	Huihuilan	x	x	x
<i>Thuidium delicatulum</i>	Musgo	x	x	x

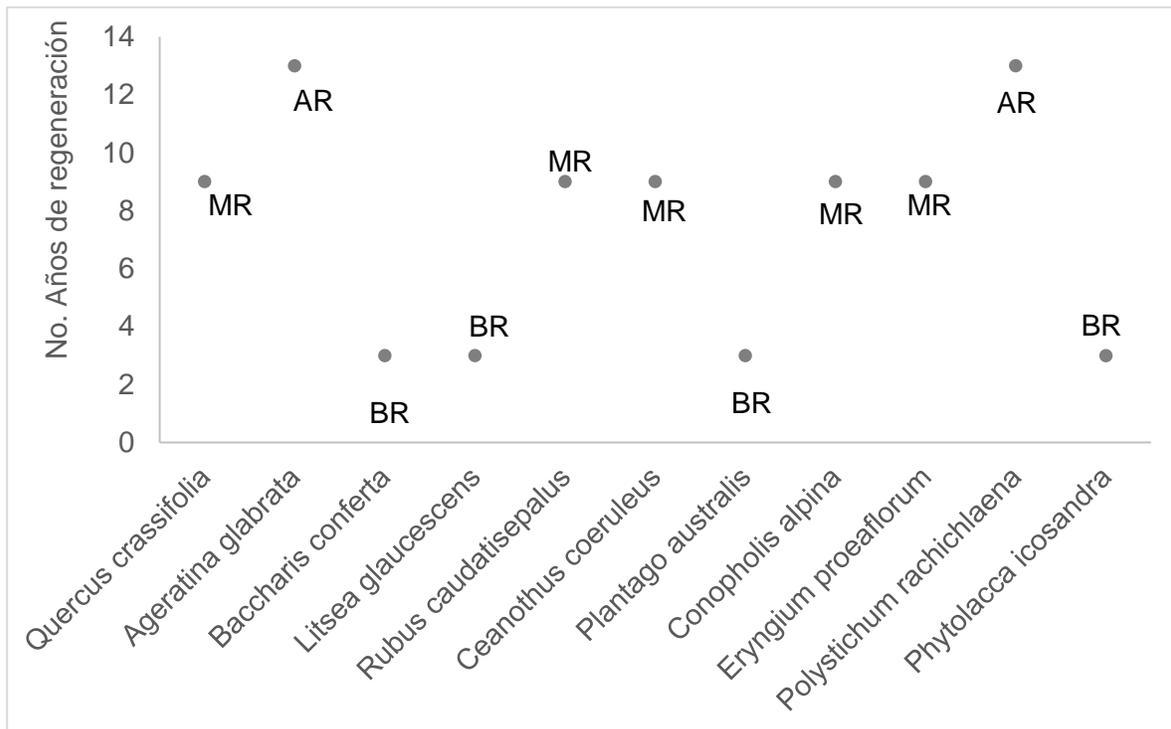


Figura 5. Representación gráfica de las 11 especies de RFNM que solo se encontraron creciendo en alguno de los sitios clasificados por el número de años de regeneración (BR, MR y AR).

5.3 Atributos ecológicos de la comunidad de especies útiles

En esta sección describimos el comportamiento que tuvieron los atributos ecológicos de riqueza, dominancia y diversidad de las especies útiles, así como de las coníferas que fueron censadas en el bosque de El Rosario y su relación con el número de años de regeneración.

5.3.1 Coníferas

Los atributos ecológicos de la comunidad de coníferas variaron a razón de la regeneración en los sitios (BR, MR y AR): la riqueza y dominancia de coníferas fue mayor en los sitios de BR a diferencia de los de MR y AR. Sin embargo, la diversidad de coníferas más alta se presentó en los sitios de MR seguido de los de BR (Figura 6). La relación de estas variables con el número de años de regeneración en los sitios (BR, MR y AR) fue mediante regresión lineal, en la cual se obtuvo un valor significativo ($F= 5.18$ y $p= 0.04$) solo para la riqueza de especies de coníferas. La dominancia y diversidad de especies de coníferas no fueron significativamente diferentes entre las categorías de regeneración respecto a los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal ($F=0.36$, $p= 0.55$ y $F=0.027$, $p= 0.87$), (Figura 6).

5.3.2 Latifoliadas útiles

Los atributos ecológicos de la comunidad de especies latifoliadas con algún uso reportado se comportaron de la forma siguiente: en sitios de BR la riqueza y la diversidad de especies latifoliadas fue mayor a comparación de los sitios de MR y AR, contrario a la dominancia que se incrementó a los 9 años (MR) (Figura 7). Por otro lado, el análisis de regresión lineal de estas variables con los años de regeneración en los sitios (BR, MR y AR) no fue significativa para la riqueza ($F= 0.49$, $p=0.60$), diversidad ($F= 5.57$, $p=0.25$) y dominancia ($F=1.17$, $p=0.47$) (Figura 7).

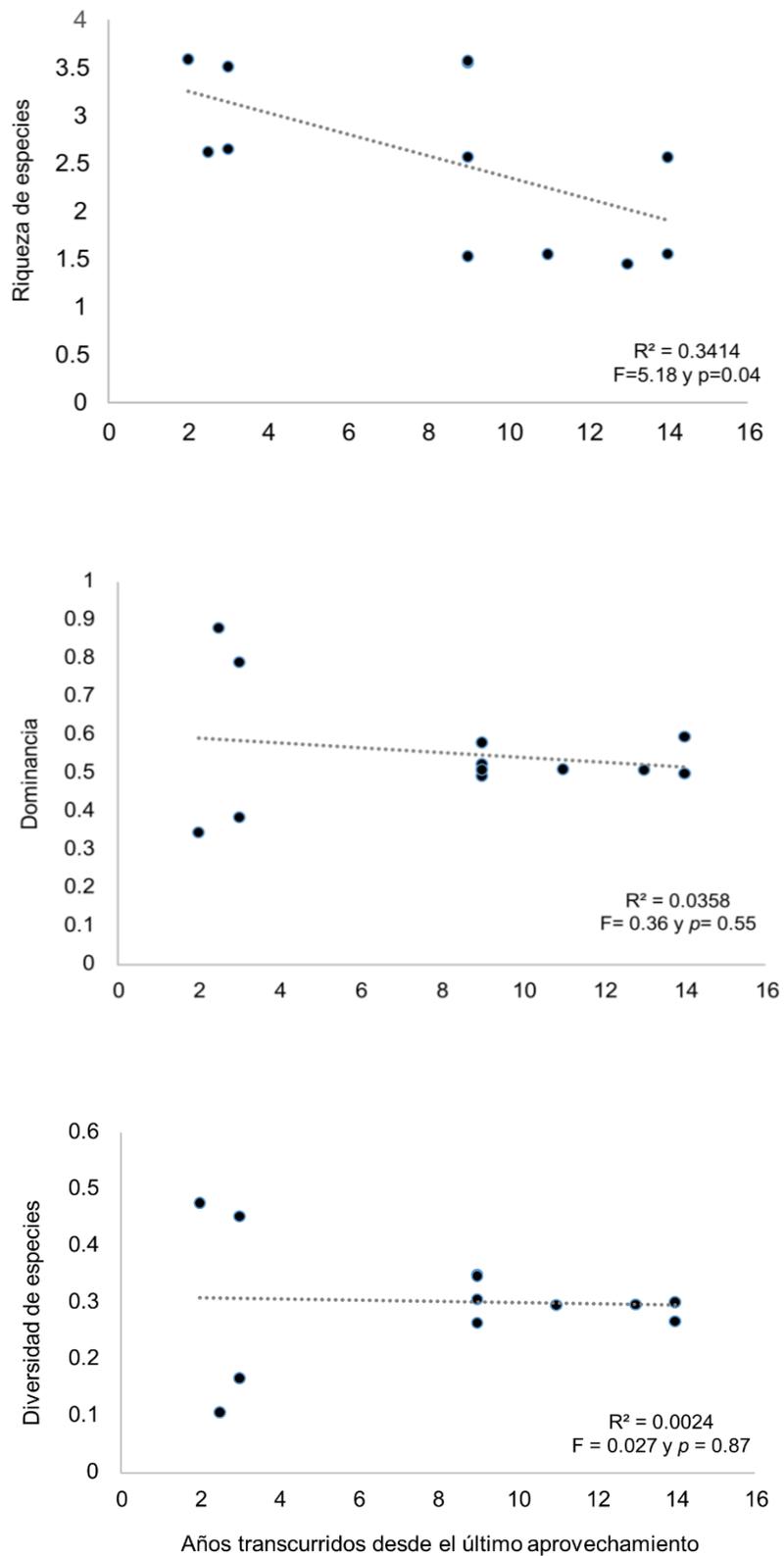


Figura 6. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de coníferas en los sitios con diferentes años de regeneración. Donde a los 3 años= BR, 9 años= MR y 13 años= AR, de acuerdo al número de años que han transcurrido desde el último aprovechamiento forestal.

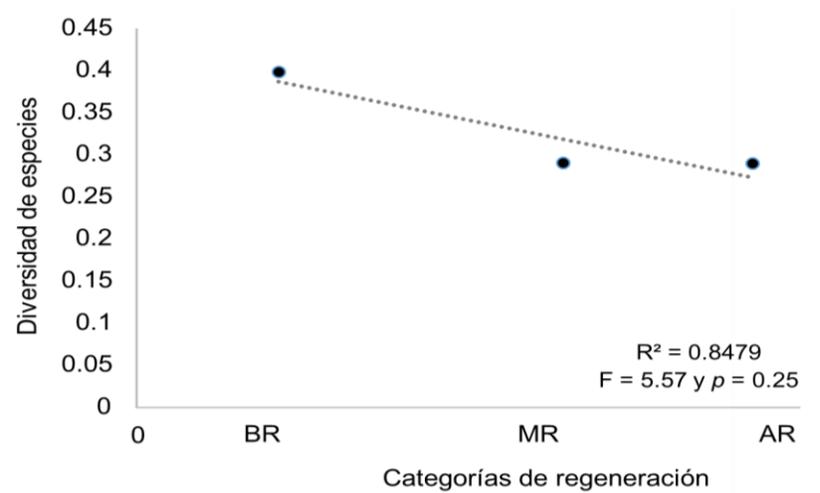
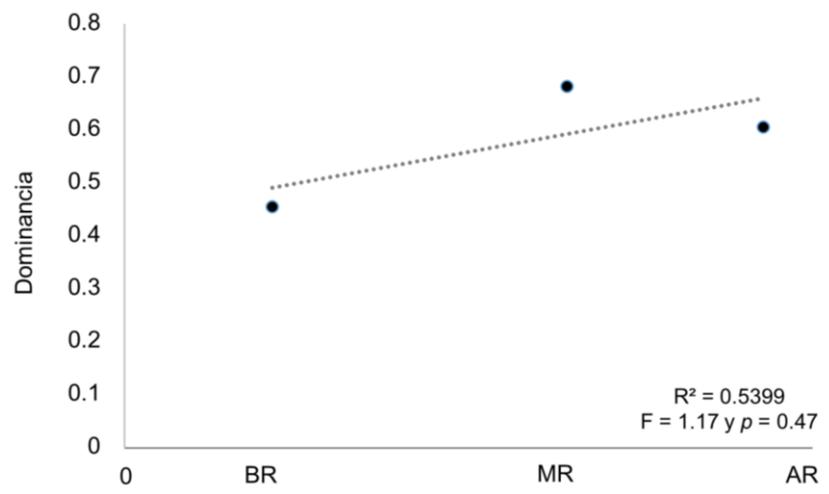
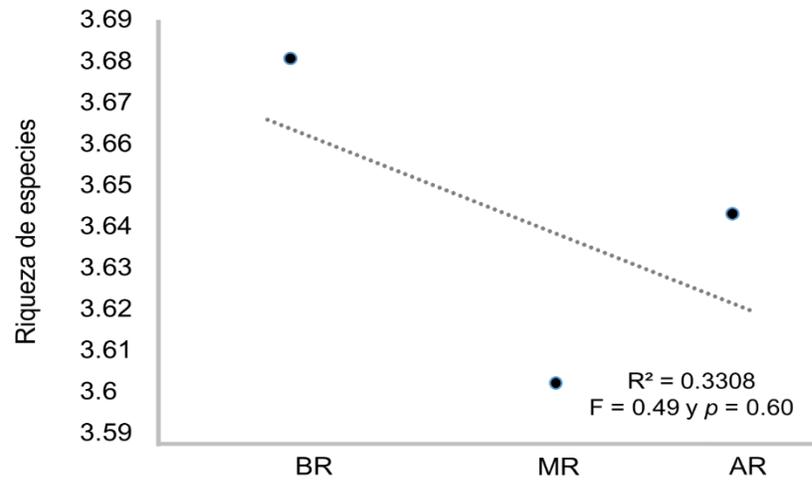


Figura 7. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de latifoliadas útiles en los sitios con diferentes categorías de regeneración (BR= 3 años, MR= 9 años y AR= 13 años).

5.3.3 Arbustos

Los atributos ecológicos en los arbustos reportados como especies útiles presentaron el siguiente patrón: el valor promedio de la riqueza fue mayor en los sitios de BR y MR, disminuyendo en los sitios AR. La dominancia se incrementó en sitios MR, mientras que el valor máximo de diversidad arbustiva fue en sitios BR (Figura 8). El análisis de regresión lineal mostró que la riqueza ($F= 2.0$ y $p= 0.34$) y diversidad de especies ($F=0.21$ y $p= 0.72$) se reducen conforme aumenta el número de años de regeneración, es decir, cuando han transcurrido más años desde el último aprovechamiento forestal, caso contrario con la dominancia ($F= 0.02$ y $p= 0.89$) que se incrementó en los sitios de MR, sin embargo, ninguna relación fue significativa (Figura 8).

5.3.4 Hierbas

En las hierbas se obtuvo una mayor riqueza promedio en los sitios de BR, con una dominancia notablemente elevada en sitios de AR, mientras que la diversidad de hierbas fue disminuyendo conforme el nivel de regeneración aumentaba encontrando el valor más bajo en los sitios de AR (Figura 9). El análisis de regresión lineal no mostró relaciones significativas entre las variables ecológicas y el número de años de regeneración (BR, MR y AR). La riqueza ($F= 0.21$, $p= 0.72$) y diversidad de especies ($F= 8.16$, $p= 0.21$) fue disminuyendo hacia los sitios de AR, mientras que la dominancia ($F= 1.90$, $p= 0.39$) aumenta con mayor número de años en la regeneración (Figura 9).

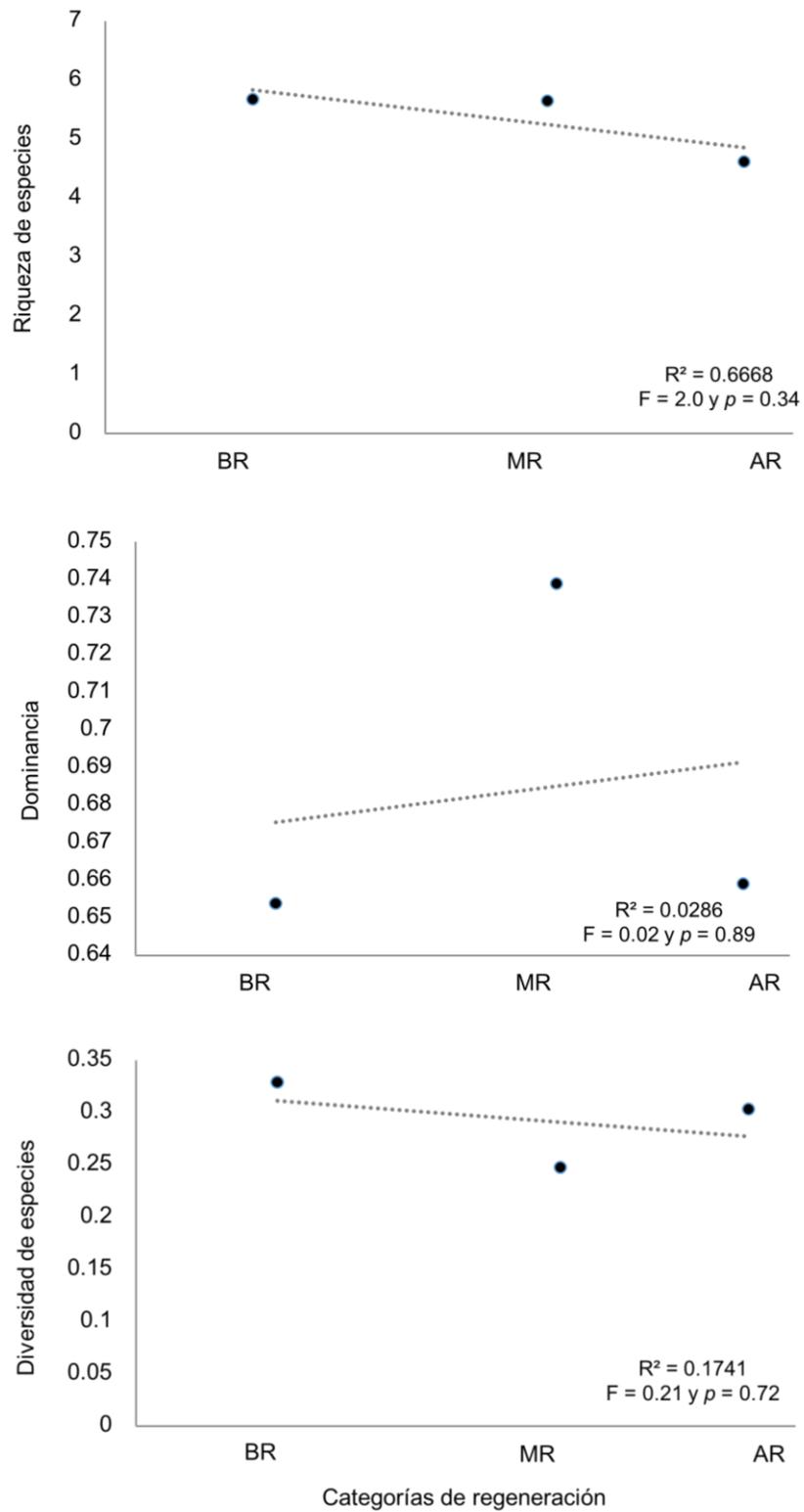


Figura 8. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de arbustos en los sitios con diferentes categorías de regeneración (BR= 3 años, MR= 9 años y AR= 13 años).

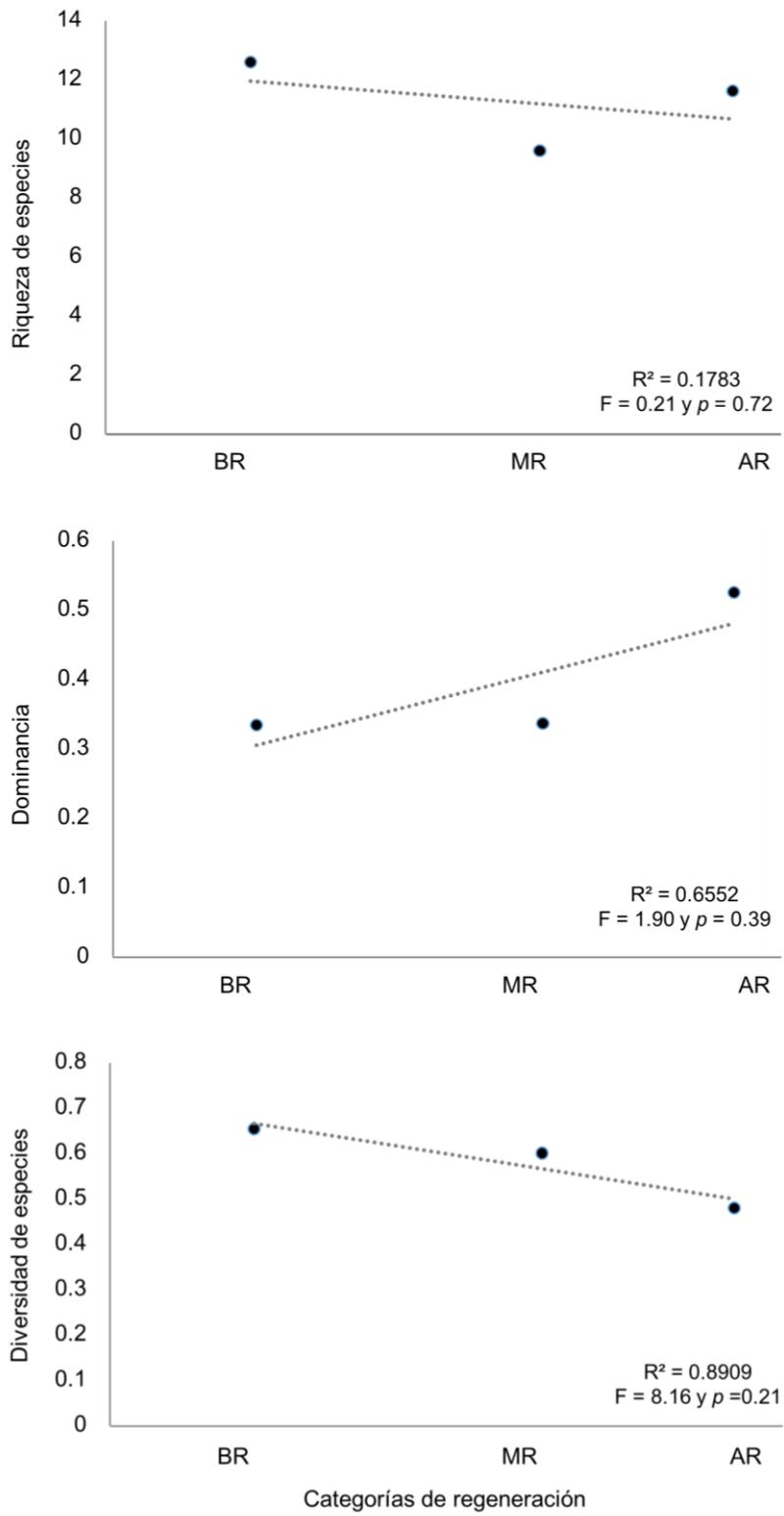


Figura 9. Relación lineal de la Riqueza, Dominancia y Diversidad de hierbas en los sitios con diferentes categorías de regeneración (BR= 3 años, MR= 9 años y AR= 13 años).

Finalmente el Índice de Whittaker ($\beta w=1.51$) nos indicó que la diversidad beta o recambio de especies fue muy bajo entre las diferentes unidades de muestreo.

5.4 Estimación del valor de importancia ecológica en las coníferas y los RFNM

La densidad, dominancia y frecuencia relativas de las especies de coníferas en los diferentes sitios de muestreo mostraron que *Abies religiosa* es la especie más conspicua, al presentar el mayor valor de importancia ecológica en los sitios clasificados de acuerdo al número de años de regeneración (BR, MR y AR) (Tabla 4).

Tabla 4. Valor de Importancia Ecológica calculado a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de coníferas que crecen en sitios con diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).

Intensidad de manejo	Especie	Densidad R	Dominancia R	Frecuencia R	V. I. E. %
BR	<i>Pinus patula</i>	28.73	83.39	33.33	145.45
	<i>Pinus patula</i>	6.10	95.30	42.86	144.26
	<i>Pinus patula</i>	35.09	61.38	33.33	129.80
	<i>Abies religiosa</i>	88.29	22.38	42.86	153.53
MR	<i>Abies religiosa</i>	27.43	85.51	37.50	150.44
	<i>Abies religiosa</i>	70.15	99.98	50.00	220.13
	<i>Abies religiosa</i>	59.55	27.09	37.50	124.13
	<i>Abies religiosa</i>	58.50	46.73	42.86	148.09
AR	<i>Pinus patula</i>	42.44	79.53	50.00	171.98
	<i>Abies religiosa</i>	51.43	52.29	50.00	153.72
	<i>Abies religiosa</i>	57.58	83.55	60.00	201.12
	<i>Abies religiosa</i>	98.90	8.77	42.86	150.53

En negritas se indica la especie con el mayor valor de importancia ecológica.

Para el caso de latifoliadas útiles, la suma de la densidad, dominancia y frecuencia relativas mostró que el género *Quercus* spp., fue el que presentó mayor valor de importancia ecológica en las diferentes categorías de regeneración en relación a los años transcurridos desde el último aprovechamiento (Tabla 5).

Tabla 5. Valor de Importancia Ecológica calculado a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de latifoliadas útiles que crecen en sitios en diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).

Intensidad de manejo	Especie	Densidad R.	Dominancia R.	Frecuencia R.	V.I.E. %
BR	<i>Quercus</i> spp.	47.55	93.10	37.50	178.15
	<i>Quercus</i> spp.	76.09	96.46	60.00	232.55
	<i>Quercus</i> spp.	47.45	74.42	37.50	159.37
	<i>Quercus</i> spp.	70.84	67.33	30.00	168.17
MR	<i>Quercus</i> spp.	63.64	87.10	33.33	184.07
	<i>Quercus</i> spp.	83.33	38.00	60.00	181.33
	<i>Quercus crassifolia</i>	15.79	59.50	27.27	102.56
	<i>Quercus</i> spp.	92.13	30.96	42.86	165.95
AR	<i>Quercus</i> spp.	72.22	76.72	60.00	208.94
	<i>Quercus</i> spp.	100.00	100.00	100.00	300.00
	<i>Quercus</i> spp.	92.00	64.76	50.00	206.76
	<i>Prunus serotina</i>	82.65	0.51	27.27	110.44

En negritas se indica la especie con el mayor valor de importancia ecológica.

Por otro lado, en los arbustos *Fuchsia microphylla* fue la especie que presentó mayor valor de importancia ecológica en el bosque (Tabla 6), mientras que en las hierbas fue la especie *Thuidium delicatulum*, la cual a pesar de tener un bajo uso como RFNM, actualmente la comunidad lo está aprovechando bajo permiso de la SEMARNAT para su venta durante la época decembrina (Tabla 7).

Tabla 6. Valor de Importancia Ecológica calculado a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de arbustos que crecen en sitios con diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).

Intensidad de manejo	Especie	Densidad R	Dominancia R	Frecuencia R	V.I.E. %
BR	<i>Symphoricarpus microphyllus</i>	78.32	12.54	33.33	41.40
	<i>microphyllus</i>	66.19	17.90	37.50	40.53
	<i>Fuchsia microphylla</i>	95.51	4.57	50.00	50.03
	<i>Fuchsia microphylla</i>	23.26	55.53	50.00	42.93
	<i>Litsea glaucescens</i>				
MR	<i>Symphoricarpus microphyllus</i>	10.00	93.94	42.86	48.93
	<i>Fuchsia microphylla</i>	95.31	8.78	50.00	51.36
	<i>Fuchsia microphylla</i>	81.15	3.13	33.33	39.20
	<i>Fuchsia microphylla</i>	73.03	22.97	22.22	39.41
AR	<i>Fuchsia thymifolia</i>	65.52	29.44	25.00	39.98
	<i>Ribes ciliatum</i>	45.95	67.10	28.57	47.21
	<i>Fuchsia microphylla</i>	97.67	53.64	50.00	67.10
	<i>Ribes ciliatum</i>	94.74	21.30	75.00	63.68

En negritas se indica la especie con el mayor valor de importancia ecológica.

Tabla 7. Valor de Importancia Ecológica calculada a partir de la densidad relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa de las especies de hierbas que crecen en sitios con diferentes categorías de regeneración (BR, MR y AR).

Intensidad de manejo	Especie	Densidad R.	Dominancia R.	Frecuencia F.	V.I.E. %
BR	<i>Thuidium delicatum</i>	52.56	40.61	39.74	132.91
	<i>Thuidium delicatum</i>	57.89	37.75	37.05	132.69
	<i>Thuidium delicatum</i>	35.87	92.78	14.59	143.23
MR	<i>Thuidium delicatum</i>	100.00	100.00	100.00	300.00
	<i>Didymaea alsinoides</i>	76.87	0.19	40.31	117.38
	<i>Salvia elegans</i>	65.55	66.78	16.61	148.93
	<i>Thuidium delicatum</i>	34.72	93.17	7.20	135.09
AR	<i>Thuidium delicatum</i>	83.11	80.54	0.09	163.74
	<i>Thuidium delicatum</i>	72.85	97.54	0.94	171.33
	<i>Thuidium delicatum</i>	43.11	87.89	20.99	152.00
	<i>Thuidium delicatum</i>	43.11	87.89	20.99	152.00

En negritas se indica la especie con el mayor valor de importancia ecológica.

5.5 Densidad de coníferas y especies útiles (RFNM)

En las 12 unidades de muestreo se registró un total de 2852 individuos de coníferas representadas en 5 especies pertenecientes a las familias Pinaceae y Cupressaceae. Las especies registradas en todos los sitios fueron *Abies religiosa*, *Pinus patula*, *Cupressus* spp., y *Pinus pseudostrabus* **todas nativas del sitio**, siendo que la última especie se registró en los sitios de MR. Algo similar ocurrió con la especie *P. ayacahuite*, que a pesar de ser nativa y usada con fines de reforestación sólo estuvo presente en los sitios BR, siendo en su mayoría individuos adultos superiores a los 4 metros de altura. En general, el patrón que se identificó fue que a menor número de años de regeneración (BR) hay mayor densidad de coníferas, la cual va disminuyendo conforme la regeneración aumenta (Figura 10).

Para el caso de latifoliadas útiles se obtuvo un total de 2320 individuos pertenecientes a cuatro especies dentro de las familias Fagaceae, Ericaceae, Garryaceae y Rosaceae. La especie *Prunus serotina* y el género *Quercus* spp., presentaron la mayor densidad absoluta en todos los sitios de muestreo, mientras que *Arbustus xalapensis* y *Quercus crassifolia* presentaron una densidad baja y poca incidencia en los sitios de muestreo. La especie *Garrya laurifolia* estuvo presente con densidades bajas en sitios categorizados como BR y con valores muy bajos en sitios AR, no obstante, en los sitios MR no se registró esta especie (Figura 11).

En los arbustos se censo un total de 2368 individuos representados en nueve especies de las familias Asteraceae, Onagraceae, Grossulariaceae, Lauraceae, Ramnaceae y Rosaceae. La especie con mayor densidad absoluta en todos los sitios de muestreo fue *Fuchsia microphylla* seguido de *Symphoricarpos microphyllus*, sin embargo, la densidad de ambas

especies fue disminuyendo conforme hubo más años de regeneración. Destacando que *Ageratina glabrata* apareció solo en lugares de AR con densidad baja (Figura 12).

En las hierbas se registraron un total de 16 especies pertenecientes a las Familias Apiaceae, Asteraceae, Caprifoliaceae, Crassulaceae, Dryopteridaceae, Lamiaceae, Orobanchaceae, Orquidaceae, Polypodiaceae, Phytolaccaceae, Pryopteridaceae y Rubiaceae. Las especies con mayor abundancia en las diferentes categorías de regeneración fueron: *Salvia elegans*, *Didymaea alsinoides*, *Sedum dendroideum* y *Galium aschenbornii*, mientras que *Eryngium proteiflorum*, *Castilleja tenuiflora* y *Polystichum rachichlaena* presentaron menor densidad absoluta en sitios de MR y AR (Figura 13).

Otra especie que se registró en todos los sitios de muestreo fue *Thuidium delicatum* (musgo), sin embargo, al no ser una planta vascular se estimó su cobertura máxima. Obteniendo que fue la única especie perteneciente al grupo de las hierbas que registró mayor densidad en los sitios AR (Figura 14).

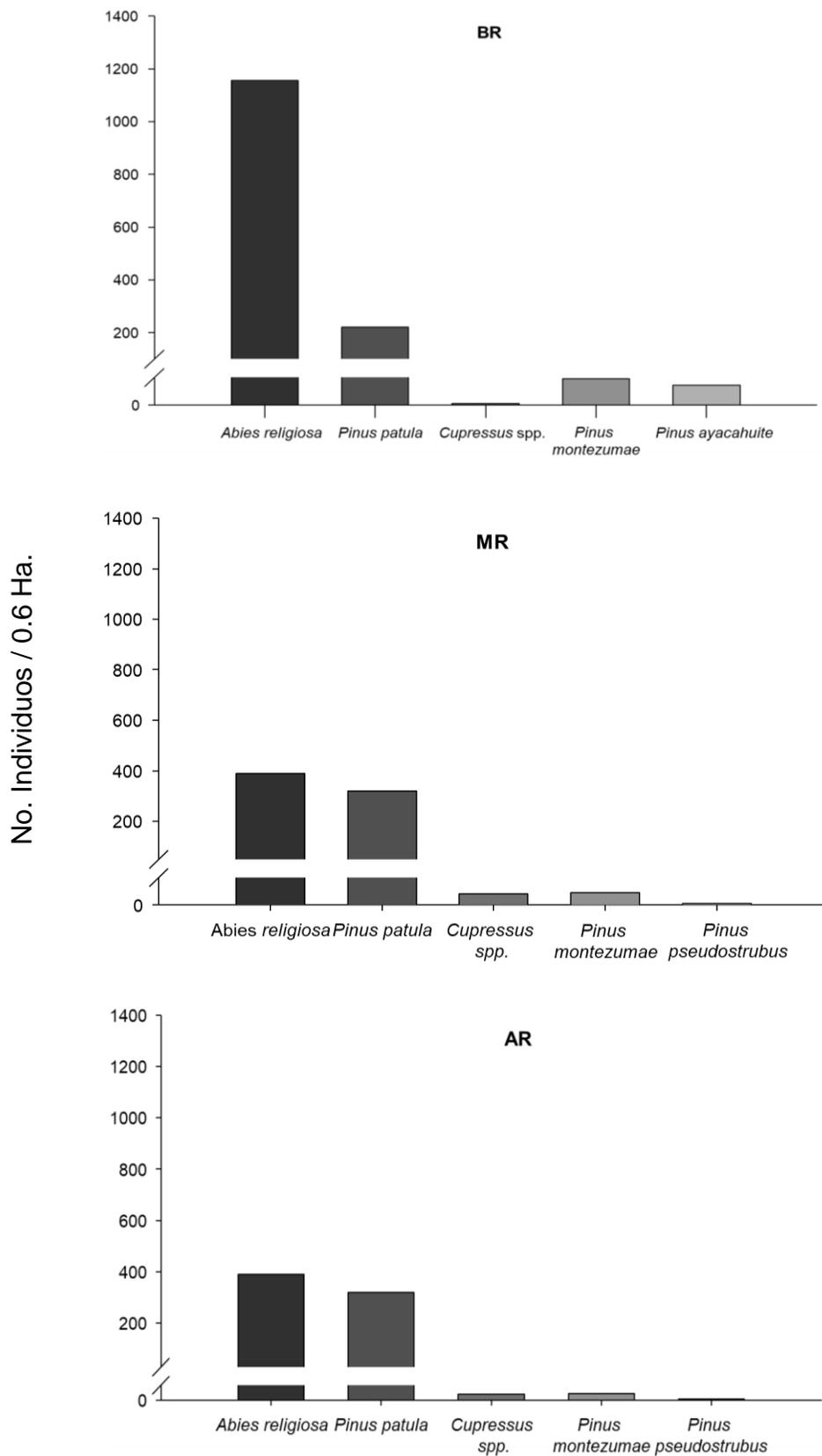


Figura 10. Densidad absoluta de coníferas presentes en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.

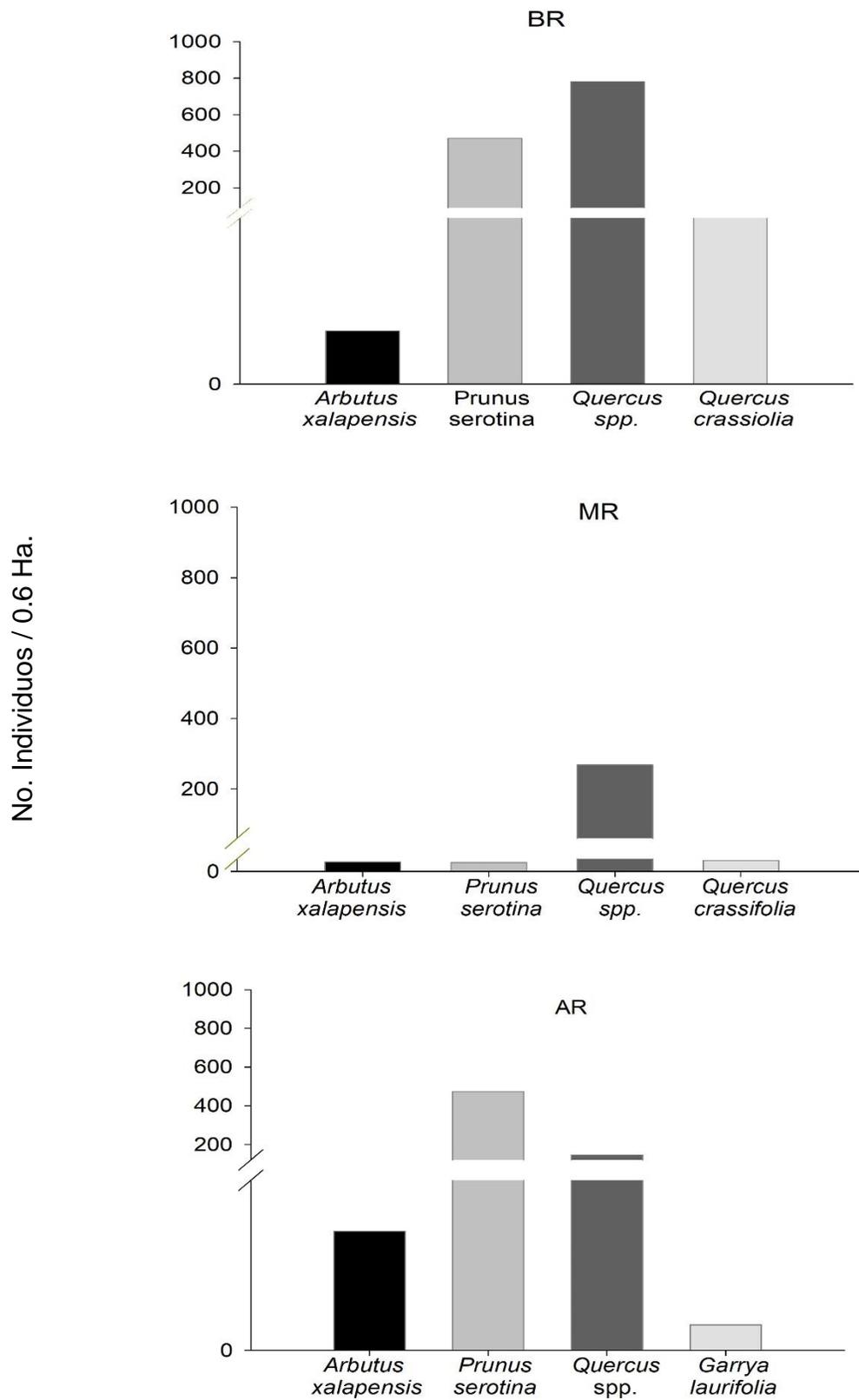


Figura 11. Densidad absoluta de las especies latifoliadas útiles presentes en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.

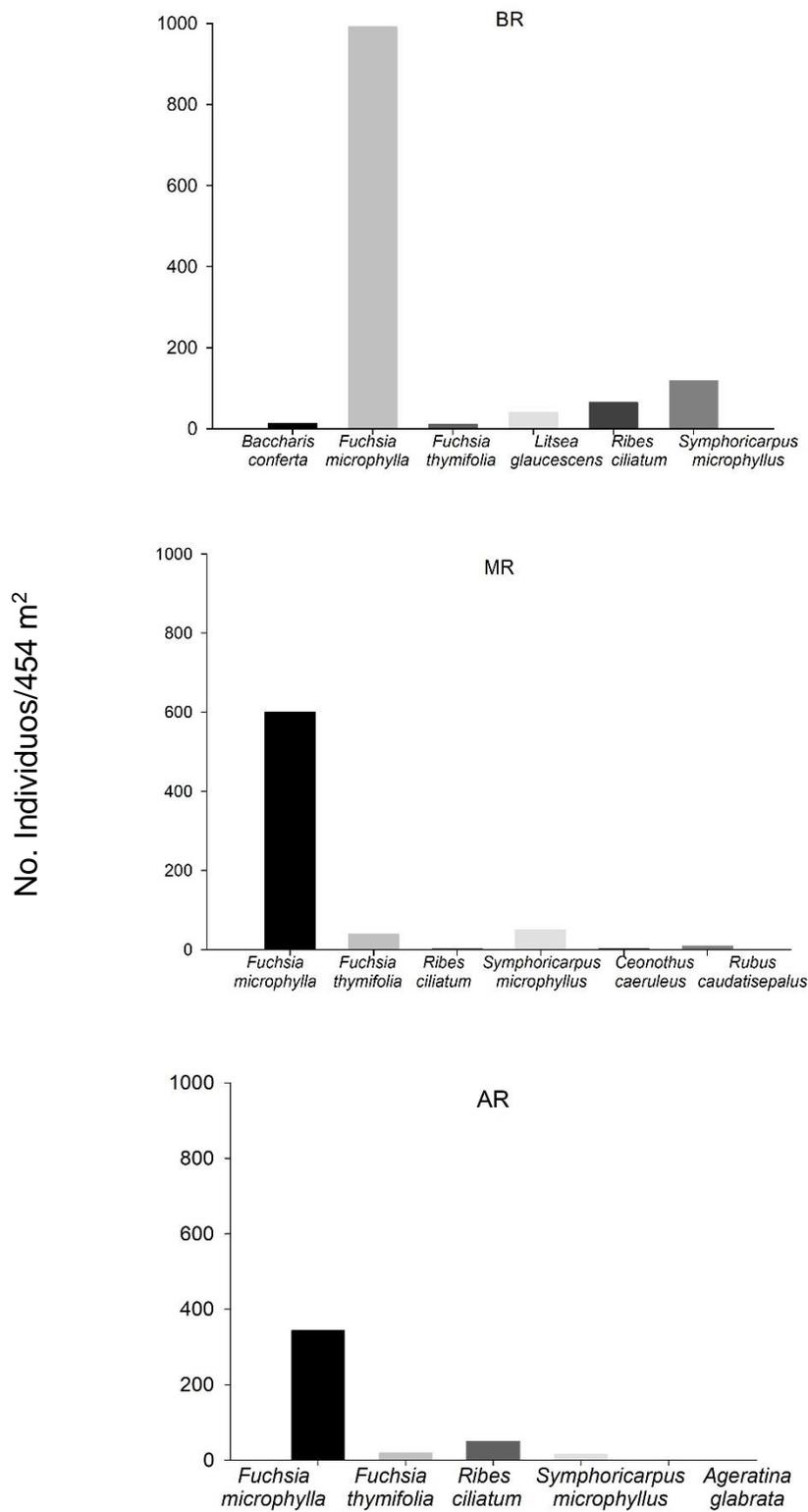


Figura 12. Densidad absoluta de las especies de arbustos útiles presentes en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.

No. Individuos/101 m²

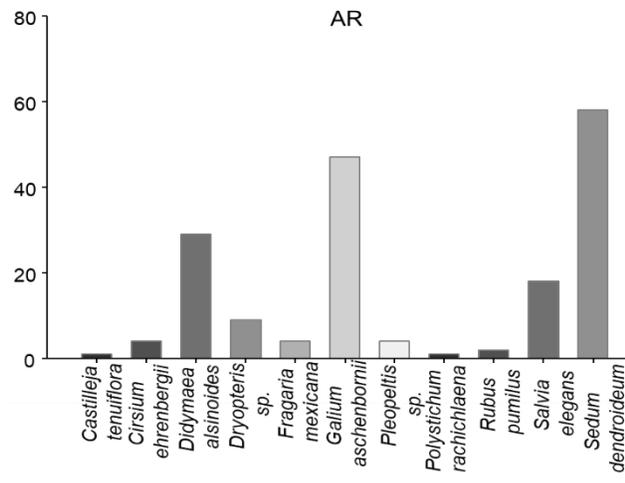
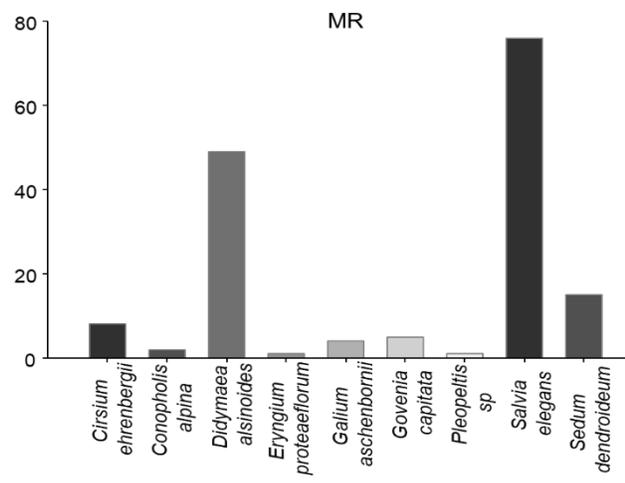
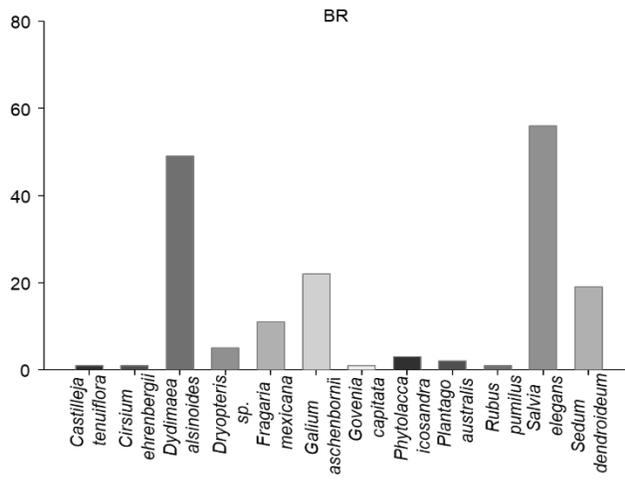


Figura 13. Densidad de las especies de hierbas útiles en las UM considerando la regeneración (BR, MR y AR) a razón de los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.

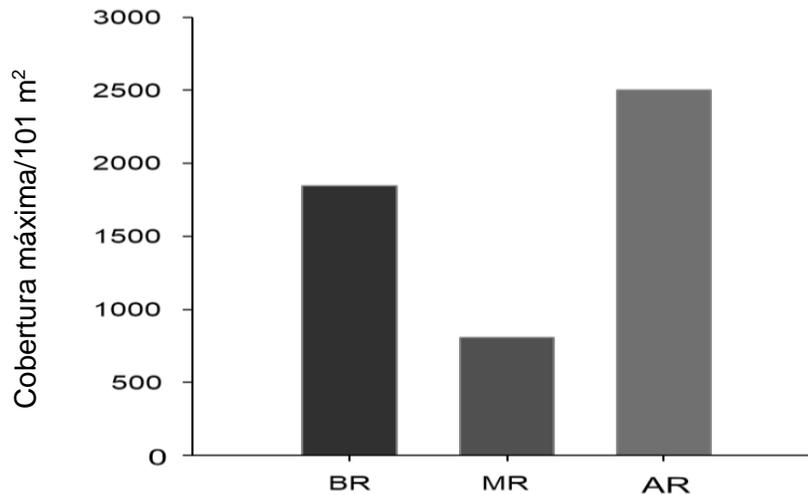


Figura 14. Densidad absoluta de *Thuidium delicatum* presente en las UM clasificadas como BR, MR y AR de acuerdo a los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal.

5.6 Estructura de tamaños (altura y DAP) en las coníferas y latifoliadas útiles

Al realizar la prueba de Ji-Cuadrada en las clases de altura y DAP de las coníferas se identificó existen diferencias entre las categorías por efecto de la regeneración ligada a los años transcurridos desde último aprovechamiento, esto ya que la prueba de residuos ajustados de Haberman nos indicó cuales fueron las categorías de altura y DAP que proporcionalmente fueron mayores (+) o menores (-) significativamente (Figuras 15 y 16).

En las categorías de altura se observó que en los sitios BR hubo un mayor número de individuos (652) de menor altura (1 a 100 cm) y pocos individuos (82) de *talla grande* (2001-4800 cm), en los sitios MR los individuos presentaron las *mayores alturas* (2001 a 4800 cm), mientras que en los sitios AR las alturas de las coníferas fueron de *talla intermedia* (1001 a 2000 cm) (Figura 15). En relación a los diámetros a la altura del pecho, se observó que los sitios de BR tuvieron significativamente una mayor proporción de coníferas (1398) con DAP pequeños (0.32 a 20 cm) y pocos individuos (57 y 25) con DAP medianos (20 a 40 y 40-61 cm respectivamente), en los sitios de MR se registraron más individuos (85) con DAP medianos (40 a 61 cm), mientras que en los sitios de AR se registraron en mayor proporción (66) individuos con DAP medianos (20 a 40 cm) y en menor proporción individuos con DAP pequeños (Figura 16).

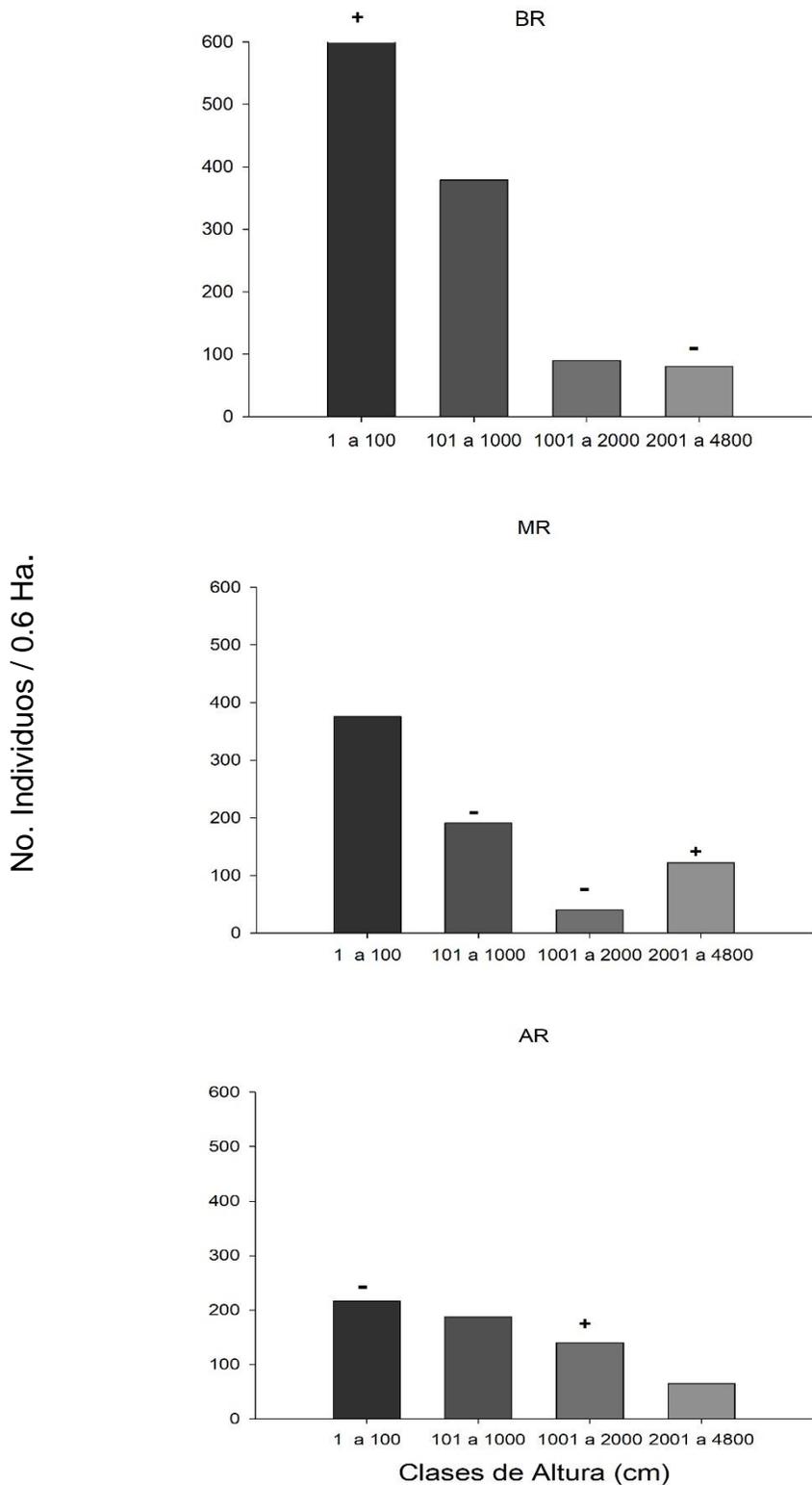


Figura 15. Clases de altura (cm) de las coníferas considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR). Los símbolos +/- representan a las categorías que proporcionalmente están más o menos representadas de acuerdo al análisis de la prueba de Residuos ajustados de Haberman.

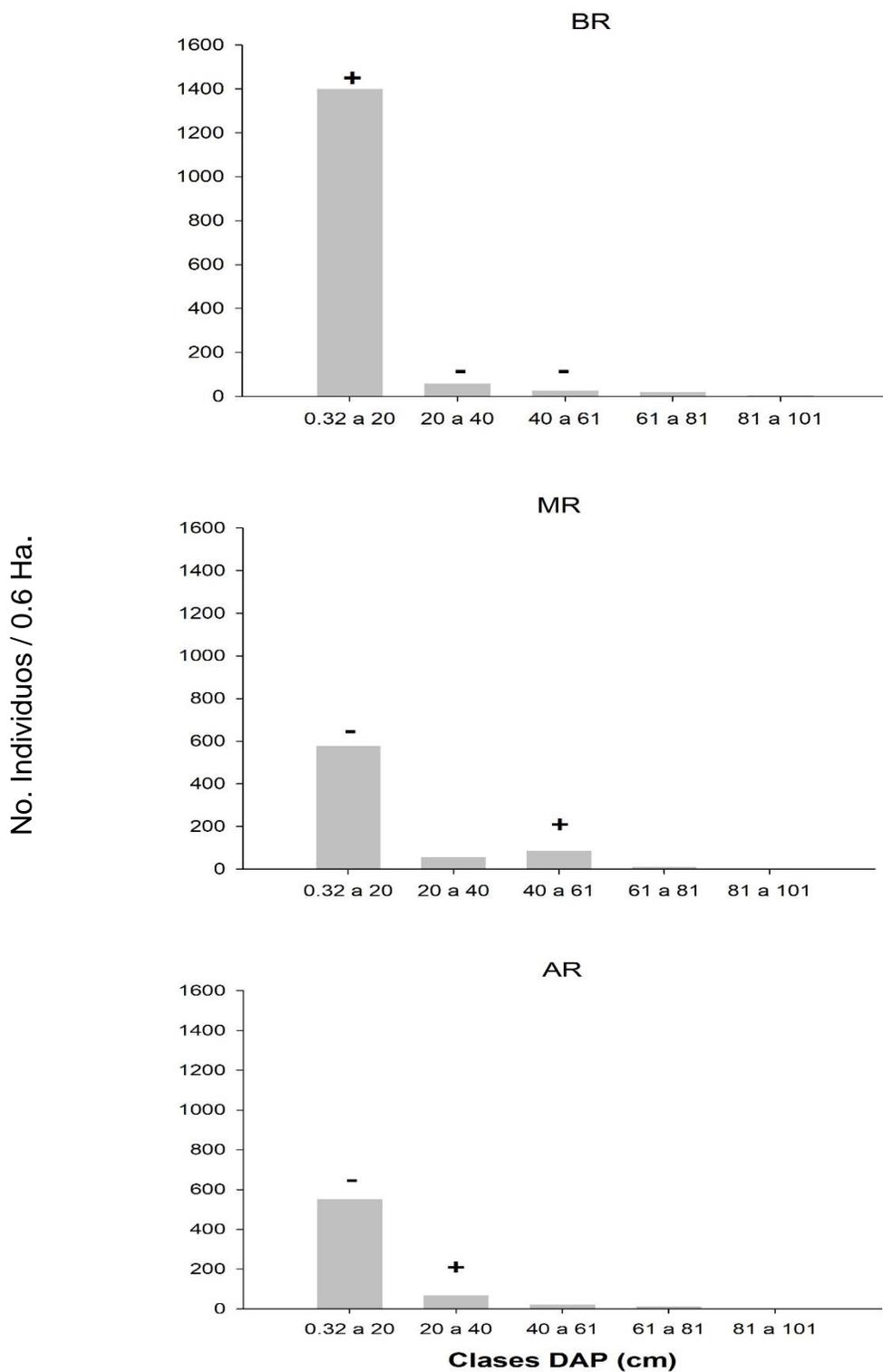


Figura 16. Clases de DAP de las coníferas considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR). Los símbolos +/- representan a las categorías que proporcionalmente están más o menos representadas de acuerdo al análisis de la prueba de Residuos ajustados de Haberman.

La prueba de Ji-Cuadrada y Residuos ajustados de Haberman mostraron diferencias significativas entre las clases de altura de latifoliadas útiles en las tres categorías de regeneración. En los sitios de BR hubo significativamente más árboles (765) de menor altura (5-100 cm) y menos árboles (83) de tallas grandes (1001-3790 cm), en los sitios de MR se presentó una proporción mayor de individuos (133 y 63) de talla intermedia (101 a 500 y 501 a 1000 cm respectivamente), mientras que en los sitios de AR se registraron pocos individuos (15) de tallas grande (1001 a 3790 cm) (Figura 18).

Los DAP en las latifoliadas útiles no presentaron diferencias significativas entre las categorías de regeneración, no obstante, se identificó que los DAP pequeños (0.32 a 28 cm) son abundantes en los sitios de BR seguido de los sitios AR y MR, destacando una baja proporción de individuos con DAP intermedios (28 a 56 y 56 a 84 cm), mientras que los DAP grandes (112 a 140 cm) solo se registraron en los sitios de BR (Figura 19), para visualizar de forma más sencilla este patrón de los individuos con DAP medianos y grandes ver Figura 17.

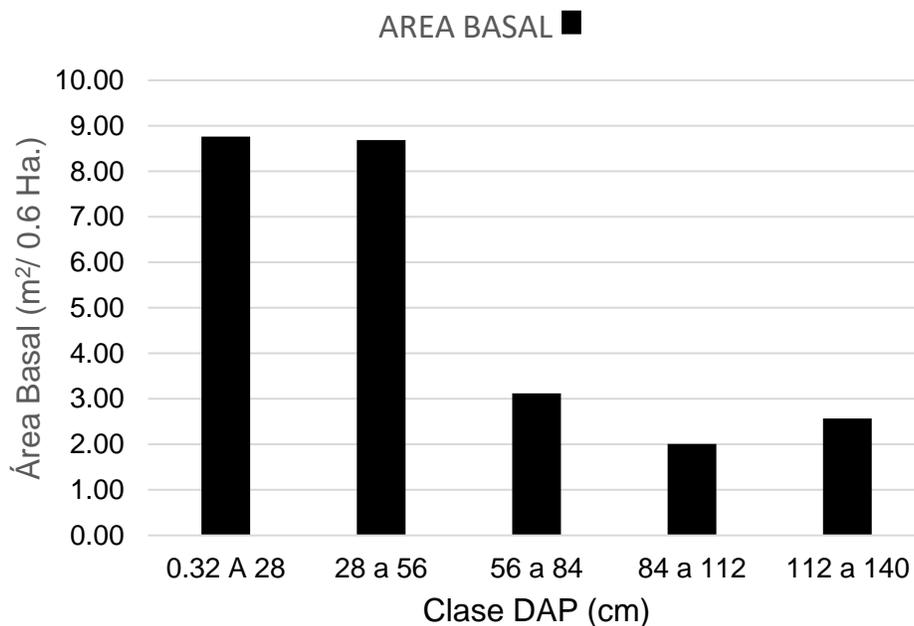


Figura 17. Área basal de las diferentes clases de DAP en las latifoliadas útiles registradas en las diferentes UM.

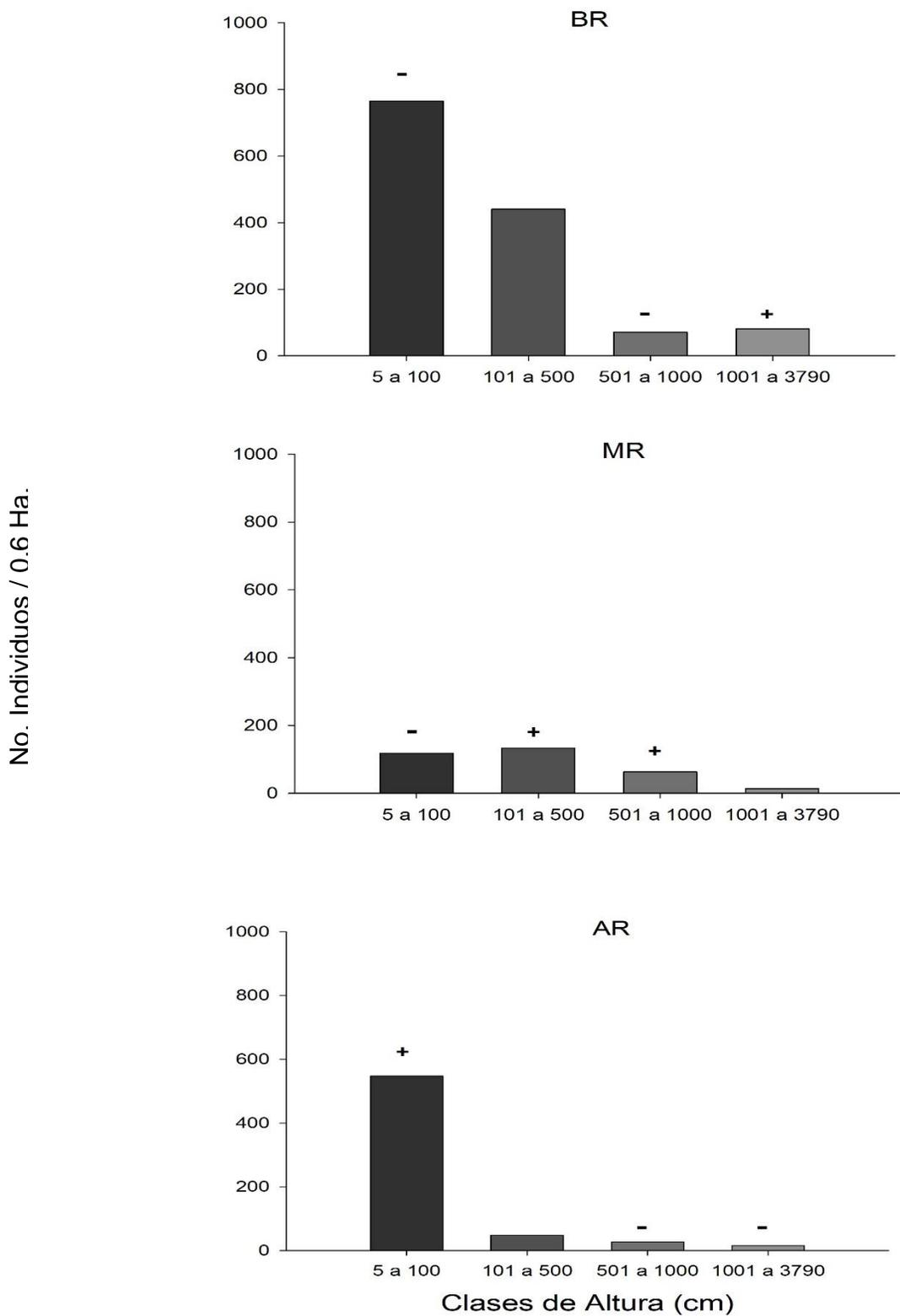


Figura 18. Clases de altura (cm) de las especies de latifoliadas útiles considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR). Los símbolos +/- representan a las categorías que proporcionalmente están más o menos representadas de acuerdo al análisis de la prueba de Residuos ajustados de Haberman.

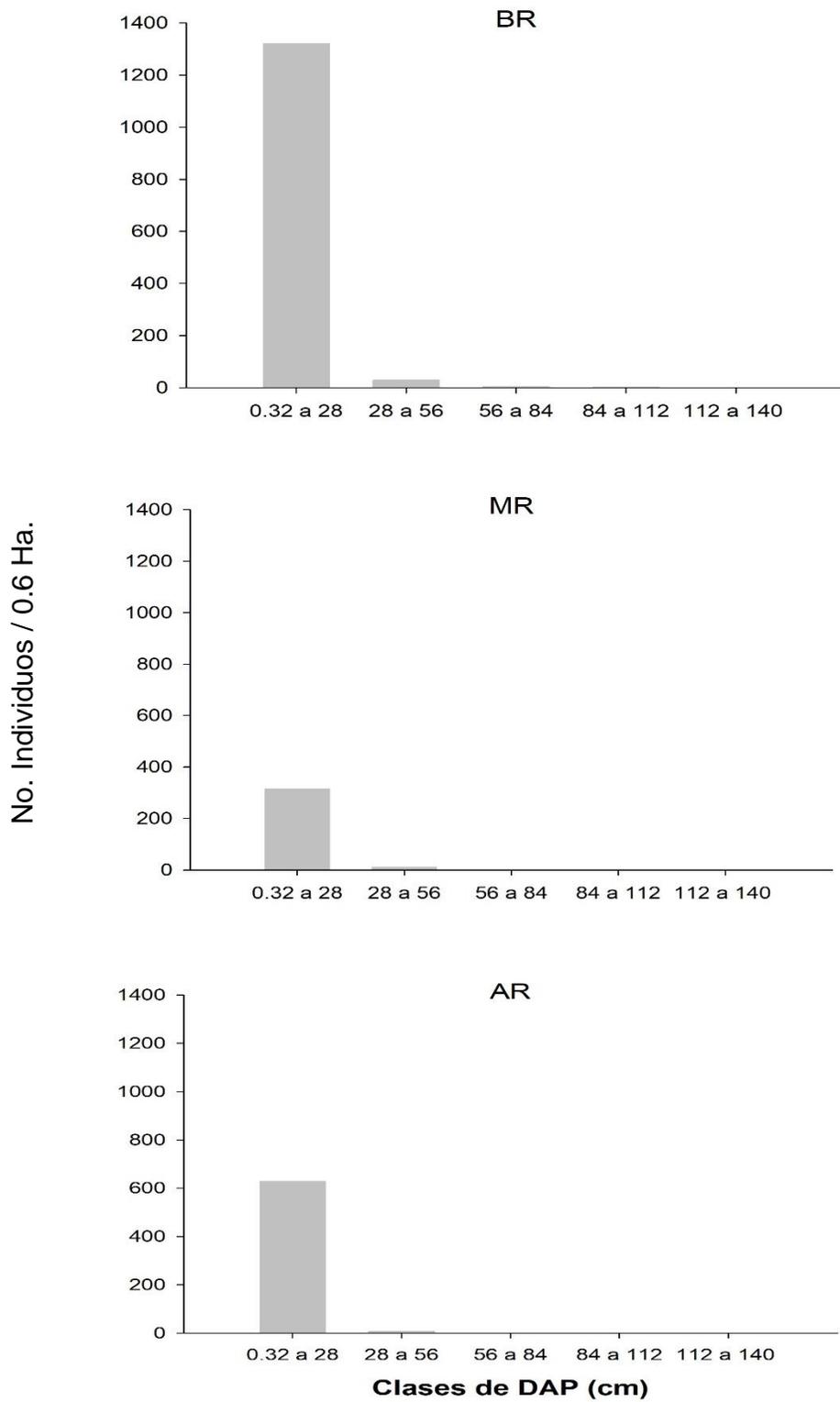


Figura 19. Clases de DAP de las especies de latifoliadas útiles considerando la regeneración en los sitios (BR, MR y AR). Los símbolos +/- representan a las categorías que proporcionalmente están más o menos representadas de acuerdo al análisis de la prueba de Residuos ajustados de Haberman.

5.7 Evaluación de la composición de las especies útiles en los sitios muestreados

5.7.1 Análisis de agrupamiento

Los resultados del análisis de escalamiento multidimensional mostraron una ligera separación entre los sitios de baja, media y alta regeneración en relación con las especies presentes en estos sitios. Esto significa que la composición de especies se parece entre los sitios en donde ha transcurrido pocos años (3 años BR) desde que se hizo el último aprovechamiento forestal y es parcialmente diferente a la composición de los sitios en donde transcurrieron 9 y 13 años (MR y AR respectivamente) (Figura 20). Los sitios BR se separan y forman dos grupos, uno con los sitios 1 y 8 con las especies *Garrya laurifolia*, *Castilleja tenuiflora*, *Fragaria mexicana*, *Salvia elegans* y *Galium aschenbornii*, mientras que los sitios 4 y 6 agruparon a las especies; *Baccharis conferta*, *Pinus ayacahuite*, *Pinus montezumae*, *Litsea glaucescens* y *Phytolacca icosandra*. En el caso de los MR se agruparon los sitios 2 y 3 con *Didymaea alsinoides*, *Ribes ciliatum*, *Prunus serotina*, *Abies religiosa*, *Thuidium delicatum* y *Quercus* spp., y para los sitios 5 y 7 se agruparon por las especies; *Fuchsia microphylla*, *Symphoricarpos microphyllus*, *Sedum dendroideum*, *Pinus patula*, *Rubus pumilus* y *Dryopteris* sp. Finalmente en los con AR se agruparon los sitios 9, 11 y 12 con *Fuchsia thymifolia*, *Plantago australis*, *Pleopeltis* sp., *Govenia capitata*, *Pinus pseudostrobus*, *Arbutus xalapensis*, *Cirsium ehrenbergii*, *Quercus crassifolia* y *Cupressus* sp., mientras que el sitio 10 quedó separado por *Polystichum rachichlaena*. Sin embargo, los sitios no siempre se agruparon de forma clara y algunos se separaron de su grupo (e.g. sitio 10 y sitio 5) lo que nos muestra que la regeneración ocurrida a través de los años no genera condiciones uniformes, sino que también hay que considerar las variables ambientales que influyen sobre la presencia de las especies, es decir variables como altitud, orientación y pendiente.

En ese sentido los resultados del análisis de componentes principales mostraron que las variables ambientales (pendiente, orientación y altitud) y en menor medida la regeneración con relación a los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal y la aplicación de los tratamientos forestales modifica la abundancia de las especies (Tabla 8). Por ejemplo, *Conopholis alpina*, *Fuchsia thymifolia*, *Salvia elegans*, *Rubus caudatisepalus*, *Govenia capitata* y *Ceanothus coeruleus* (marcado con un círculo color azul en Figura 20) se encuentran en mayor número en condiciones de alta humedad y sombra, por lo que se agruparon en el lado norte del eje de la variable Orientación, en una pendiente intermedia (35° aprox), con un rango altitudinal intermedio (2800-3035 msnm) y en su mayoría presentes en sitios con 9 años transcurridos desde el último aprovechamiento, situación que favorece la existencia de sitios con baja intensidad de luz.

Las especies *Abies religiosa*, *Pinus patula*, *P. pseudostrobus*, *Cupressus* spp., *Arbutus xalapensis* y *Quercus crassifolia* fueron más abundantes en la orientación noroeste, con una altitud superior a 3000 msnm, especialmente para el caso de las coníferas que necesitan de suficiente humedad y sombra. Además de tener mayor abundancia en sitios entre 3 y 9 años transcurridos desde el último aprovechamiento (marcado con círculo rosa en figura 20). Por otra parte, *Symphoricarpos microphyllus*, *P. montezumae* y *Quercus* spp., crecen en mayor abundancia en una altitud intermedia (2865 msnm) con orientación norte que favorece la humedad, aunque las especies del grupo son tolerantes a condiciones ambientales heterogéneas. En contraste, *P. ayacahuite*, *Garrya laurifolia*, *Rubus pumilus*, *Ribes ciliatum* y *Fuchsia microphylla* es un grupo en donde predominan los arbustos con solo una conífera (*P. ayacahuite*), agrupadas por tener una orientación sureste, una pendiente intermedia (35° aprox) y una altitud baja (2880 msnm) (Figura 20 en círculo negro). El grupo de especies compuesto por *Prunus serotina*, *Litsea glaucenscens*, *Baccharis conferta*, *Galium aschenbornii*, *Ageratina glabrata* y *Eryngium proteoflorum* (en figura 20 óvalo amarillo) se encuentran en mayor abundancia en altitudes de 2880 msnm, con orientación oeste y presentes en sitios entre los 3 y 13 años transcurridos desde el último aprovechamiento, conjunto de variables que producen una serie de condiciones microambientales diversas con mayor disponibilidad de luz y menor humedad en sitios con BR (3 años) y un más sombra en sitios con MR y AR (9-13 años), requerimientos ideales para que estas especies sean más abundantes, aunque también se adaptan bien en sitios semiáridos o semi-húmedos. Finalmente, *Thuidium delicatum*, se separó de las demás especies (en figura 20 círculo rojo), pues suele ser una especie con requerimientos específicos al demandar alta humedad y sombra, siendo abundante en sitios con AR (13 años transcurridos desde el último aprovechamiento) y en una altitud intermedia de 3000 msnm y una orientación sureste, variables que brindan humedad y sombra para su crecimiento.

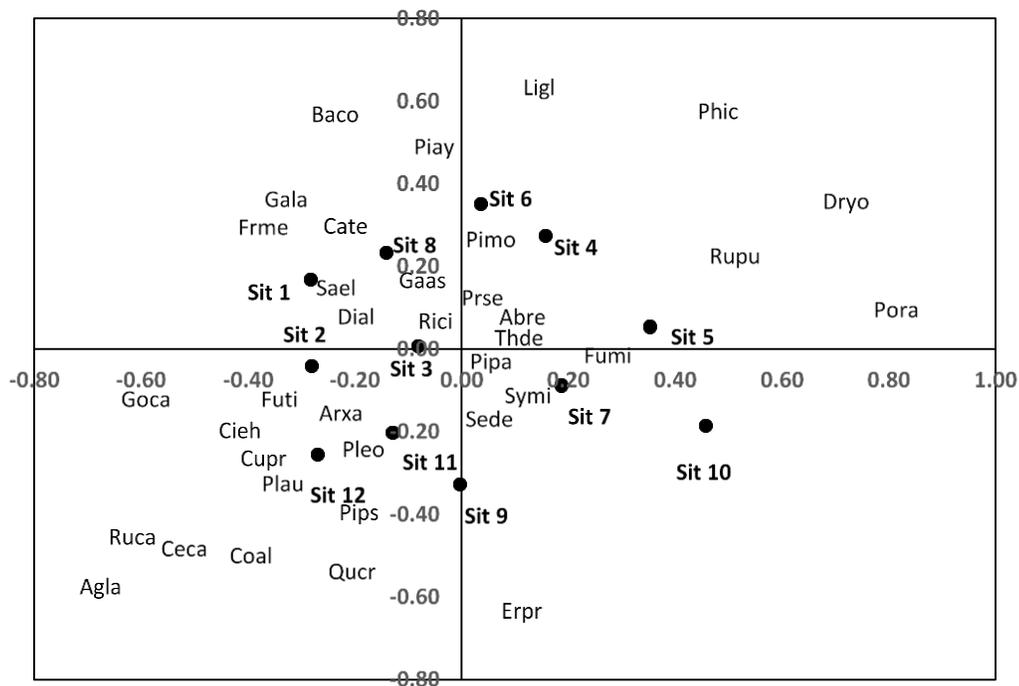


Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico que muestra la ordenación de las UM muestreadas de acuerdo a la composición de especies (RFNM) registradas en cada sitio (*stress: 015*).

Tabla 8. Valores que describen los componentes principales 1 y 2 del análisis PCA.

VARIABLES	COMPONENTES	
	1	2
Tratamiento (Trat)	0.032	-0.028
Área basal (AB)	-0.012	0.045
Altura (msnm)	0.000	0.113
Pendiente (pend)	0.068	0.011
Orientación (orit)	-0.073	0.075
Años	0.010	0.076

En negritas se marcan los valores de mayor magnitud para las variables incluidas en el PCA.

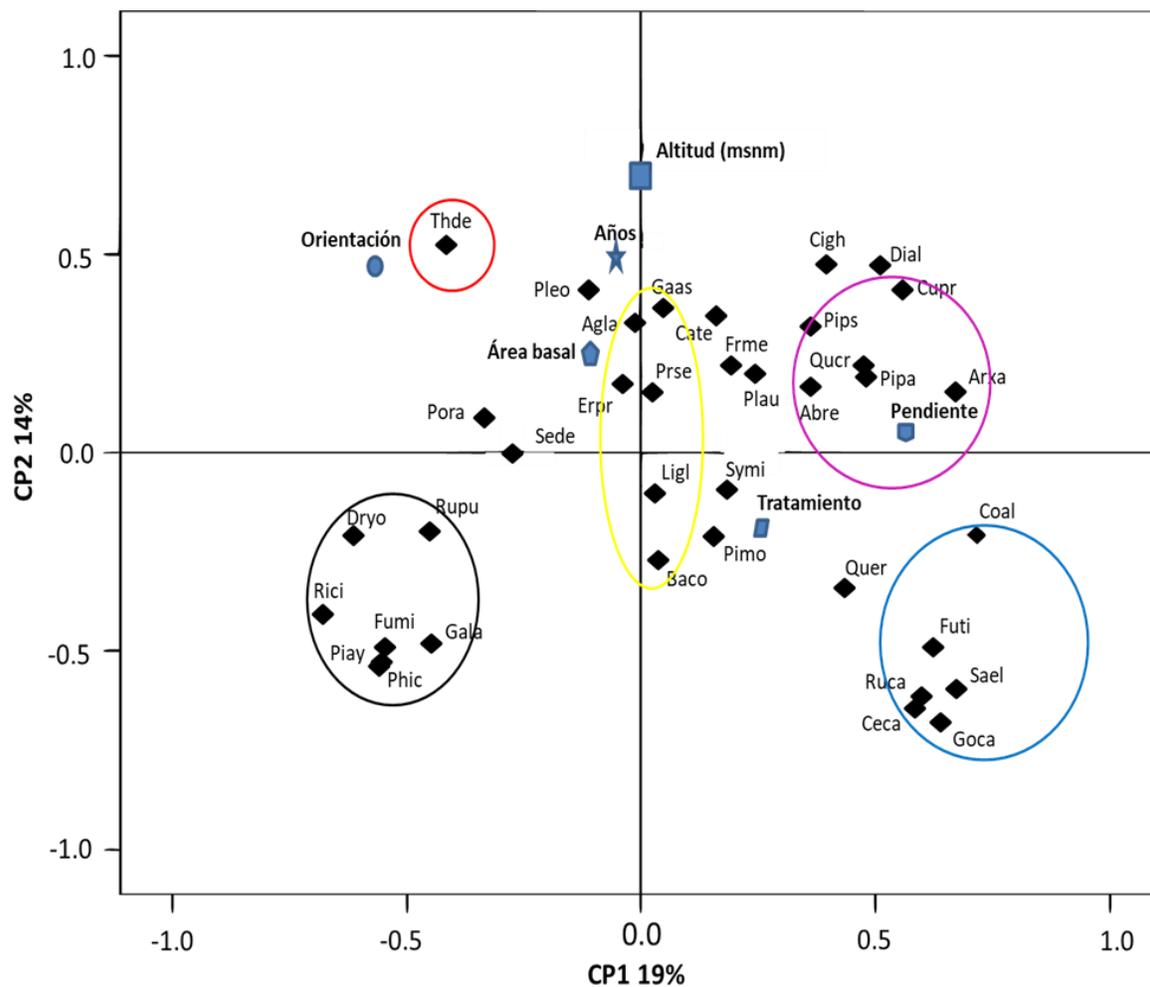


Figura 21. Análisis de Componentes Principales (PCA) que muestra el ordenamiento de la abundancia de las especies a variables ambientales como orientación, altitud (msnm) e inclinación de la pendiente. Así como variables relacionadas al aprovechamiento forestal como tratamiento silvícola aplicado, número de años transcurridos desde que fueron talados los árboles de cada sitio y Área basal (AB).

6 DISCUSIÓN

El PMF de El Rosario y su relación con el aprovechamiento de los RFNM

En la legislación ambiental vigente se promueve el uso del documento técnico unificado (DTU) con la finalidad de realizar un aprovechamiento forestal de lo maderable y no maderable, sin embargo en la comunidad de El Rosario sus actividades forestales suelen realizarse de forma independiente al tener un PMF para lo maderable y permisos de extracción para el caso de los RFNM, situación que promueve efectos directos e indirectos sobre las especies aprovechadas generando cambios en la composición de especies. Por otra parte, cabe resaltar que los RFNM en la comunidad de El Rosario han sido en poca o gran medida una fuente de abastecimiento de productos de uso medicinal, alimenticio, cultural, ornato etc., los cuales son obtenidos de distintos sistemas de manejo entre ellos la recolección en los bosques (Blancas *et al.* 2017).

El plan de manejo forestal de El Rosario reporta diversas prácticas de manejo entre ellas destacan: la apertura de claros basados en la temporalidad definida para la extracción de madera por rodales, además de determinar la densidad de árboles reforestados y desarrollo de actividades de chapeo, apertura de caminos y control de fuegos entre otras actividades. Aspectos que en términos ecológicos generan una dinámica en la comunidad de especies ya que modifican disponibilidad de luz, humedad, nutrientes en el suelo, así como cambios en las interacciones entre las especies que componen el bosque (Matthews 1991, Woodcock *et al.* 2015, Paudel y Sah 2015). Igualmente, estas actividades del PMF pueden generar conflictos en el uso de los recursos pues la necesidad de extraer madera compite con el uso de especies no maderables limitando su disponibilidad en el bosque (Rist *et al.* 2012), tal es el caso del madroño (*Arbutus xalapensis*) usado con fines medicinales y en menor medida aprovechado forestalmente por su bajo valor económico, no obstante, es eliminado durante las actividades silvícolas (chapeo) cuando su tamaño es menor a 1 m, además de caracterizarse por un crecimiento lento situación que podría influir en su disponibilidad en El Rosario. Otro aspecto del PMF es que tiende a modificar el valor cultural de los RFNM sobre todo ante la importancia que adquiere la madera por su valor comercial (Mfon y Bisong, 2011; Guariguata *et al.* 2010), identificándose que en El Rosario a pesar de registrar 116 especies útiles (Hada Celeste Montes, en preparación) son 20 especies las que presentan mayor valor de uso, lo cual sugiere que la venta de madera ha pasado a ser una actividad prioritaria en la comunidad, promoviendo un mayor interés solo, sobre aquellas especies comerciales dejando de lado el uso y

conservación del conocimiento tradicional de las especies que crecen en el bosque, o bien que, algunas especies útiles han pasado a emplearse en menor medida, quizás porque la población migrante hacia el país vecino del Norte se ha incrementado (comunicación personal, pobladores de la comunidad) y este factor ha influido en que la población de la comunidad tenga mayor poder adquisitivo, que les permite conseguir una variedad de productos industrializados (sobretudo medicinas y alimento) dejando de lado aquellos que obtenían del bosque. Finalmente, el uso del bosque a través de las políticas de la comunidad para la extracción genera cambios en la organización social, en los derechos y en la tenencia de la tierra (Guariguata *et al.* 2010, Bray *et al.* 2007, Paudel y Sah, 2015). En el caso de El Rosario, observamos una organización definida por el ejido para ocupar los cargos requeridos por el Plan de Manejo Forestal. Así mismo existe una diferenciación entre ejidatarios con derecho a monte, que reciben las ganancias de la extracción de madera y aquellos ejidatarios sin derecho a monte que no reciben beneficios económicos del aprovechamiento forestal.

Los efectos del manejo forestal sobre los atributos ecológicos de la comunidad de RFNM

Los resultados obtenidos demuestran que las latifoliadas, arbustos y las hierbas útiles tienen mayor riqueza y diversidad de especies cuando el aprovechamiento forestal es reciente (BR), puesto que inmediatamente después del disturbio (aprovechamiento) suele ocurrir un incremento de la iluminación, lo cual favorece la presencia de especies sucesionalmente tempranas (Swanson *et al.*, 2011), tal como sucedió con *Prunus serotina* como latifoliada útil (Vázquez-Yanes *et al.* 1999), para el caso de los arbustos *Symphoricarpus microphyllus* con una gran abundancia (Mejía *et al.* 2018) y en menor proporción los géneros *Rubus*, *Ribes* y *Ceanothus*, estos últimos con semillas que pueden persistir por largo tiempo (Sánchez-González *et al.* 2005; Swanson, 2004) y en las hierbas con una baja abundancia *Cirsium ehrenbergii*. La apertura de espacios producto del manejo, no solo modifica la disponibilidad de luz, sino también altera la composición mineral y la humedad del suelo promoviendo un incremento en la abundancia y rápida proliferación de especies pioneras (Decocq *et al.* 2005; Decocq *et al.* 2004; Swanson *et al.* 2011). De tal forma que entre menor tiempo de regeneración en el bosque hay más perturbación en el suelo resultando en un incremento de la riqueza (Battles *et al.*, 2001). Resultados similares reportaron Boch *et al.*, (2013), quienes al comparar el efecto de diferentes tratamientos silvícolas obtuvieron una mayor riqueza de plantas vasculares en sitios manejados a diferencia de los no manejados. Aunado a los procesos

sucesionales tempranas que ocurren durante una BR, junto con el hecho de que el tratamiento de corta selectiva mismo que se llevaba a cabo en El Rosario, promueve un crecimiento rápido de las especies pioneras y plantas del sotobosque (Edwards *et al.*, 2014), esto debido a que hay mejores condiciones de luz cuando se remueve la cobertura del dosel y al haber una remoción en el suelo a la hora de extraer la madera se promueve la activación del banco de semillas (Swanson, 2004; Mayer *et al.* 2004), además de que al haber más espacio disponible la competencia disminuye y disponibilidad de nutrientes en el suelo aumenta (Ellenberg *et al.* 2010), circunstancias que favorecen la riqueza de especies, sobre todo las demandantes de luz.

Si bien no obtuvimos diferencias significativas en la riqueza de las especies útiles de latifoliadas, arbustos y hierbas registrados en los sitios con distintas intensidades de manejo en el bosque de El Rosario, sí fueron resultados similares a los obtenidos en otros estudios como los de Battles *et al.*(2001) y Boch *et al.* (2013) al presentar una mayor riqueza de especies en sitios donde el aprovechamiento forestal es reciente, esto se confirma con el análisis de regresión el cual demostró que la riqueza disminuye hacia los sitios con más tiempo de regeneración (MR y AR). Así mismo la dominancia y la diversidad de especies no fueron significativamente distintos entre las categorías de años de regeneración, pero se observó una reducción de la diversidad y un incremento de la dominancia en los sitios con 13 años transcurridos desde el último aprovechamiento (AR). Este patrón se atribuye al hecho de que las especies pioneras ya han declinado posiblemente porque los niveles de sombra pre-extracción se han reestablecido y entonces comienzan a dominar algunas especies esciófitas, como *Quercus* spp. *Fuchsia microphylla*, *Didymaea alsinoides*, *Thuidium delicatum* y *Galium aschenbornii* (Mejía *et al.* 2018). Un patrón semejante fue reportado por Duguid *et al.* (2013) al registrar una recuperación de las condiciones de sombra pre-existentes a un aprovechamiento forestal en tan solo diez años. Esto también se ampara por el hecho de que algunas especies requieren condiciones específicas para su sobrevivencia o bien, por los efectos positivos y negativos del manejo sobre las especies (Duguid y Ashton 2013; Ogar *et al.* 2016).

Los resultados nos indican que el PMF no generó una disminución de especies considerable en ninguna de las distintas categorías de regeneración, razón por la cual no hubo diferencias significativas en los atributos ecológicos de las especies útiles. No obstante, la presencia y ausencia de algunas especies varió tenuemente entre las clases de regeneración, razón por la cual no se produjo un recambio de especies importante como lo demostró el cálculo de diversidad beta. Al mismo tiempo, se observó que las especies con mayor valor de importancia ecológica siempre fueron las mismas para las latifoliadas, arbustos y hierbas útiles

en los diferentes años de regeneración, dominando *Quercus* spp. *Fuchsia microphylla* y *Thuidium delicatum* consideramos que esto se debió a que el bosque de El Rosario mantiene una cierta homogeneidad que hace dominen las mismas especies en diferentes sitios o al hecho de que al estar relativamente cerca nuestras UM pudo ocurrir un efecto de correlación espacial (Legendre, 1993).

Por otra parte, en las coníferas la riqueza de especies disminuye significativamente conforme se incrementa la regeneración. Creemos que este comportamiento es debido al proceso de reforestación, el cual ocurre una vez que se ha hecho la extracción de madera o bien cuando no hay regeneración natural y por lo tanto los ejidatarios plantan distintas especies de coníferas ocasionando se incremente la riqueza de especies, sin embargo, a través de este proceso hay un empobrecimiento conforme transcurren un mayor número de años desde la última extracción forestal. Esto se apoya con el hecho de que los pinos son especies que requieren de mayor disponibilidad de luz para su desarrollo (Gil y Aránzazu 1993; Trigueros, *et al.* 2014), por lo tanto es probable que la sobrevivencia de los pinos reforestados y brinzales existentes se vea disminuida conforme el bosque empieza a recuperar su dosel, ya que la dominancia de especies adultas o progenitoras brindan sombra que limita a los nuevos reclutas (Valkonen, 2000), o bien puede ser que exista una acción alelopática por parte de la vegetación circundante que impide su perduración (Godínez *et al.* 2016). Solo las especies más tolerantes a la sombra como *Abies religiosa* que además de ser una especie sucesionalmente tardía (Blanco-García *et al.* 2011), resulto ser la conífera con mayor valor de importancia ecológica en El Rosario, además de que es una de las especies más comerciales en la zona, lo cual alude a que la corta selectiva llevada en El Rosario podrían estar favoreciendo su sobrevivencia.

Los efectos del manejo forestal sobre la densidad y estructura de RFNM

Los RFNM registraron un comportamiento similar en todas las categorías de intensidad de manejo, donde los sitios BR tuvieron una mayor densidad y decreció con el tiempo de regeneración (MR y AR). Algunas especies útiles mostraron que el PMF puede generar diversos efectos ligados a factores como la sucesión e historia de vida de cada especie. Por ejemplo, *Prunus serotina* especie con alta demanda de luz y sucesionalmente temprana (Vázquez-Yáñez *et al.* 1999), fue favorecida en los sitios BR por los claros recientemente generados con la presencia de muchos renuevos, manteniendo una densidad similar incluso en sitios de AR donde la luz disminuye por la regeneración del bosque esto debido a que, es una especie generalista resistente a la sombra por períodos de largo tiempo y de crecimiento rápido a la luz.

Otro caso fue *Quercus crassifolia*, al tener mayor densidad en sitios BR con individuos <100 cm de altura esto ya que es una especie de sucesión temprana (Kappelle, 2004), pero con crecimiento lento, circunstancia que se ve reflejada en sitios MR con individuos <300 cm de altura.

En los arbustos útiles hubo comportamientos similares como *Fuchsia microphylla* que mantuvo una densidad superior a comparación de los otros arbustos en todas las intensidades de manejo, aun cuando es una especie esciófita (Mejía *et al.* 2018) lo cual nos sugiere que es tolerante al disturbio, esto se respalda con el hecho de que los individuos registrados en sitios BR y AR fueron <30 y >80 cm de altura respectivamente a diferencia de *Symphoricarpus microphyllus* una especie heliofita (Mejía *et al.* 2018) que no tuvo beneficios en los sitios AR al disminuir su densidad drásticamente con tan solo 15 individuos. En tanto que en las hierbas se identificaron diferentes patrones en cada categoría de regeneración como por ejemplo *Didymaea alsinoides* que a pesar de ser esciófita fue más abundante en sitios BR a diferencia de los sitios donde hay más sombra (AR), *Salvia elegans* al ser heliofita fue más abundante en sitios MR en contraste a los sitios donde hay más disponibilidad de luz (BR), esto significa que en sitios BR hubo más especies con afinidad a la luz pero con una baja densidad, mientras que las tolerantes a la sombra registraron densidades tanto altas como bajas, a partir de estos sucesos creemos que las intervenciones realizadas al bosque no son tan perjudiciales sobre el estrato herbáceo o que quizás las especies son tolerantes a las intervenciones del manejo. No obstante otras especies son más abundantes cuando hay una baja intensidad en el aprovechamiento forestal como *Thuidium delicatum* en sitios AR esto se sostiene con lo mencionado por Schuman *et al.*, (2003) al considerar que entre 5 y 10 años posteriores al aprovechamiento forestal las poblaciones vegetales pueden recuperarse. En último lugar las coníferas presentaron un patrón similar a los RFNM, la densidad disminuyó con el transcurso de los años desde el último corte aun cuando las especies *Abies religiosa*, *Pinus patula*, *P. pseudostrobus*, *P. montezumae*, *P. ayacahuite* y *P. rudis* tienen una distribución natural en la zona de estudio (Musalém y Ramírez, 2003; Perry, 1991; Vela, 1980), solo *Abies religiosa* y *Pinus patula* son las más abundantes en los sitios AR, razón por la cual consideramos que el manejo forestal puede ser positivo para ciertas especies y para otras no, sobre todo por las características ecológicas y fisiológicas de cada especie (Gaoue *et al.*, 2011).

En el caso de la estructura del bosque identificamos que el manejo forestal con sus diferentes regímenes de extracción, actividades de chapeo y poda selectiva han generado cambios en las condiciones micro ambientales de los sitios que se ven reflejados en la estructura de tamaños (altura y DAP) de las especies de coníferas y latifoliadas útiles del

bosque. Los resultados han demostrado tanto en las coníferas como en las latifoliadas útiles una abundancia significativa en la altura con individuos pequeños en sitios BR, debido a que hay más disponibilidad de luz por el reciente corte de madera lo que favorece la liberación de brinzales que estaban retenidos por la sombra (Hutchinson y Wadsworth, 2006), marcando claramente un proceso de sucesión temprana (Swanson *et al.* 2011). Aunado a lo anterior está el hecho de que las coníferas por ser de lento crecimiento (Del Castillo *et al.* 2004) presentan significativamente más individuos pequeños y delgados en sitios con baja regeneración (BR) en donde el dosel se encuentra más abierto para posteriormente incrementar su altura y grosor en los sitios de mediana regeneración (MR) cuando el bosque ya tiene un dosel más denso, esto debido a que quizás los individuos ya se han recuperado del proceso de aprovechamiento en un período promedio de 9 años como los sitios MR (Bartels *et al.* 2016). Por el contrario, las latifoliadas útiles tienden a crecer rápidamente en sitios perturbados, mientras que su altura se incrementa de forma lenta, notándose un incremento notable a partir de 10 años posteriores a un aprovechamiento (Shifley, 2004).

Las diferencias en estructura de tamaños y densidad son aspectos que se encuentran relacionados a las condiciones micro-climáticas que el manejo forestal genera en estos sitios así como a las características propias del ciclo de vida de cada especie (Edwards, Tobias, Sheil, Meijaard, & Laurance, 2014; Swanson *et al.* 2011). Por otro lado, la disponibilidad de los RFNM y las características en el tamaño de los individuos estará relacionada con la frecuencia con que es intervenido el bosque para su manejo. De esta forma podemos decir que el PMF tiene efectos directos sobre la estructura del bosque que bien puede influir en los productos que la gente puede obtener del bosque.

Los efectos del manejo forestal sobre la composición de especies útiles.

Los análisis multivariados demostraron que la historia de vida y los requerimientos ecológicos específicos determinan la presencia de las especies en una condición determinada (Collins, 2000; Peters, 1994), fue así como en el análisis de componentes principales pudimos distinguir cinco conjuntos con base en la abundancia de las especies que se agruparon por requerimientos ambientales específicos. En el primer componente las especies se agruparon por la orientación Norte-Sur e inclinación de la pendiente. Lo anterior separó a ciertas especies (Ver resultados; figura 20, círculo color azul) que requieren condiciones de mayor humedad y sombra ubicados en la cara norte del bosque. El segundo componente alejó a las especies por su ubicación a mayor o menor altitud, encontrando que las especies arbóreas (Ver resultados; figura 20, círculo color morado) en su mayoría coníferas se agruparon en sitios de mayor altitud

pero orientación noroeste, al respecto estudios como el Godínez *et al* (2016) han demostrado que la orientación fisiográfica al Norte es una variable favorecedora para la regeneración de coníferas, algo similar a lo que obtuvimos en el presente estudio. El musgo (*Thuidium delicatum*) (Ver resultados; figura 20, círculo color rojo) fue un claro ejemplo de la sinergia entre las condiciones que generan el aprovechamiento y las variables ambientales, puesto que se observó en mayor abundancia en sitios de mayor altitud pero con orientación sureste y menor pendiente. Se sabe que el musgo puede habitar en ambientes muy diversos (Delgadillo-Moya, 2014), sin embargo crece mejor en sitios sin alteración natural o antrópica (Delgadillo y Cárdenas 1990) tal como se observó en el presente estudio, al registrar mayor abundancia en sitios con más años de regeneración (aproximadamente 13 años desde el último aprovechamiento), aun cuando en estos lugares el volumen de madera extraído fue mayor que en sitios MR (ver Tabla 1). Consideramos que estas agrupaciones son el resultado de factores ambientales, cambios micro-climáticos por el aprovechamiento forestal e historia de vida de las especies, ya que aun cuando se trató de mantener un mismo rango altitudinal, orientación y pendiente en las UM para evitar la influencia de variables ambientales, su manifestación se hizo presente marcando una diferencia entre especies a fines a la exposición solar y la sombra. Al mismo tiempo de que, en cada rodal o sitio recién talado se generan cambios en el suelo, en la disponibilidad de luz y con ello, el de la humedad creando variaciones climáticas puntuales que beneficiaron o perjudicaron a los RFNM, esto último ligado sobre todo a las condiciones ecológicas necesarias para sobrevivencia de cada especie o a la capacidad de respuesta ante una perturbación como lo es el aprovechamiento forestal. Respecto a esto, en la literatura se ha reportado que actividades silvícolas como la corta selectiva promueven una homogeneidad en la composición de especies, favoreciendo principalmente a las especies generalistas por la disponibilidad de luz (Decocq *et al.* 2005), tal y como se observó en el presente estudio al tener poca variación en la composición de especies y predominio de heliófilas en sitios BR. Así mismo Duguid *et al.* (2013) reportan que factores como la disponibilidad de luz y las condiciones micro ambientales del sitio posteriores a un disturbio, tienen una fuerte influencia en la variación de la riqueza y diversidad de especies que con el tiempo pueden influir en el proceso de sucesión.

Por otra parte, encontramos especies que siempre se registraron en sitios con la misma condición de regeneración (ver Fig. 5), un ejemplo son *Baccharis conferta* y *Rubus caudatisepalus* clasificadas entre las 20 especies con mayor valor de uso (medicinal, alimenticio, doméstico y veterinario) por la comunidad de El Rosario (Hada Celeste Montes, en preparación). Especies que necesitan condiciones ambientales específicas que favorezcan su crecimiento, a pesar de que no son muy exigentes como *B. conferta* que incluso cuando es una

especie común en bosques de coníferas y encino, prefiere los sitios abiertos y orillas de camino (Rivera y Flores, 2013) razón por la cual se encontró solo en sitios con pocos años de regeneración (BR), mientras que *R. caudatisepalus* siendo heliófila se encontró solo en sitios MR mismos que presentaron menos pérdida de cobertura de dosel (ver Tabla 1 volumen de extracción) y más árboles grandes. Estas circunstancias nos hace creer que es una especie resistente a la sombra o que hay condiciones micro climáticas en estos sitios que están favoreciendo su presencia, esto se apoya con lo reportado por Widen *et al.* (2018) quienes encontraron que *Rubus* spp. es persistente en sitios con una avanza regeneración en donde se ha llevado a cabo aprovechamiento forestal. Así que la historia de vida de cada especie y las condiciones micro ambientales generadas por el manejo forestal son fuertes conductores de la riqueza y diversidad de especies del sotobosque (Duguid *et al.* 2013). A partir de esto, podemos decir que el manejo forestal es capaz de condicionar la disponibilidad de los RFNM y cambios en este manejo podrían tener repercusiones negativas para su obtención (Woodcock *et al.* 2015).

7 CONCLUSIONES

Las actividades del PMF en El Rosario Tlaxcala, alteran la dinámica sucesional natural del bosque lo que podría verse reflejado en una mayor o menor heterogeneidad micro ambiental según la frecuencia con que se realizan las actividades de extracción maderera, así como la corta selectiva de coníferas y el chapeo. Bajo la condición actual del bosque estudiado, resultado del aprovechamiento forestal del periodo 2000-2017, encontramos un bajo recambio en la composición de especies útiles (RFNM) entre sitios y las diferencias registradas fueron explicadas principalmente por la variación ambiental y en menor medida por el manejo forestal que genera efectos por la frecuencia con que se interviene en el bosque debido a la extracción de madera.

La riqueza, dominancia y diversidad de las especies útiles no fue distinta entre los sitios de muestreo debido a que la composición de especies no varía mucho entre ellos. Sin embargo, la estructura de tamaños y la densidad de las especies sí se modifican por la condición micro ambiental generada por las actividades del PMF, por la ecología de cada especie y por las características ambientales de cada sitio. Bajo este panorama podemos pensar que la cantidad y calidad de los RFNM sensibles a las variaciones ambientales se verán modificados por las acciones forestales.

Las especies de coníferas utilizadas para la reforestación no parecen sobrevivir lo suficiente como para que el valor de riqueza se mantenga constante en el tiempo. Los sitios con mayor número de años desde su último aprovechamiento tuvieron una menor riqueza de coníferas. En este sentido sería importante que las personas encargadas del PMF revisaran el éxito de la reforestación en el largo plazo, así como aplicar actividades de preparación en los sitios a reforestar y usar especies de coníferas propagadas en su vivero, ya que los individuos están más aclimatados a las condiciones naturales del sitio a diferencia de los que se traen de otros lados, ambiente que disminuye la presencia a la etapa adulta.

La forma como se diseñan actualmente los PMF en México no está considerando la importancia de los RFNM como medios de subsistencia a excepción de aquellos con valor económico importante, lo que significa que otros recursos quedan en el olvido situación que podría poner en riesgo su existencia. Aunque en el presente estudio el PMF, no parece tener efectos negativos, sería importante que en la planificación del manejo del bosque, las personas encargadas de diseñarlo registraran las especies útiles y las monitorean para que de esta forma de haber cambios importantes en las poblaciones se intervenga de forma oportuna. Para el caso de la comunidad El Rosario el musgo ha pasado a ser un RFNM explotado a gran escala

a partir de 2017. Tan solo en el 2018 se extrajeron 40 toneladas (comunicación personal del montero, Gonzalo Gonzalez), las cuales se trasladaron para su venta a la Central de Abastos en la Ciudad de México, actividad que puede provocar efectos negativos en su disponibilidad y en los procesos ecológicos del bosque por lo que su monitoreo sería necesario para evitar consecuencias nocivas.

8 RECOMENDACIONES

- Dar seguimiento *in situ* al chapeo (eliminación de hierbas y arbustos) para evaluar su efecto de forma inequívoca sobre los RFNM del sotobosque, puesto que cuando se practican estas actividades se cortan varias especies útiles como *Arbutus xalapensis*, *Prunus serotina*, *Symphoricarpus microphyllus*, etc.
- Realizar el monitoreo y seguimiento de los hongos que crecen en el bosque a razón de los posibles efectos que podría generar el manejo forestal, ya que son un ingreso económico temporal para los habitantes de El Rosario.
- Estudiar el efecto directo del aprovechamiento forestal en las especies útiles de interés.
- Analizar el efecto de la apertura del dosel en la regeneración de las especies aprovechadas forestalmente y en los RFNM.
- Estudiar el impacto del aprovechamiento comercial (recientemente autorizado) del musgo, por ser un regulador ambiental importante en los bosques.

Literatura citada

- Ahenkan, A., & Boon, E. (2010). Assessing the Impact of Forest Policies and Strategies on Promoting the Development of Non-Timber Forest Products in Ghana. *Journal of Biodiversity*, 1(2), 85–102. <https://doi.org/10.1080/09766901.2010.11884720>
- Anup, K. C. (2013). Community Forestry Management and its Role in Biodiversity Conservation in Nepal. In *RFID Technology, Security Vulnerabilities, and Countermeasures* (pp. 51–72). INTECH open science. <https://doi.org/10.5772/711>
- Armendáriz, H. (2014). Curso Regional De Regulación, Manejo Y Salud Forestal. Chihuahua.
- Azofeifa, B. J. B., Paniagua, V. A. y García, G. J. A. (2014). Importancia y desafíos de la Conservación de Vanilla spp. (ORQUIDACEAE) en Costa Rica. *Agronomía Mesoamericana*, 25(1), 189–202.
- Bakuants, A. J. (2008). *Rescate del conocimiento tradicional y biológico para el manejo de productos forestales no maderables en la comunidad indígena Jameykari , Costa Rica*. CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza).
- Bartels, S. F., Chen, H. Y. H., Wulder, M. A., & White, J. C. (2016). Trends in post-disturbance recovery rates of Canada ' s forests following wildfire and harvest. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 361, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.015>
- Battles, J. J., Shlisky, A. J., Barrett, R. H., Heald, R. C., & Allen-Diaz, B. H. (2001). The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 146(1–3), 211–222. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00463-1)
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. y Grebner, D. (2017). *Forest Management and Planning* (Second). Academic Press.
- Binder, C. R., Bots, P. W. G., Hinkel, J., & Pahl-Wostl, C. (2013). Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems, 18(April 2015). <https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426>
- Blancas, V. J., Caballero, N. J. y Beltrán, R. L. (2017). *Los Productos Forestales No Maderables de México. Fascículo I. Panorama general* (Primera). México: Red Temática Productos Forestales No Maderables-CONACYT.
- Blanco-García, A., Sáenz-Romero, C., Martorell, C., Alvarado-Sosa, P., & Lindig-Cisneros, R. (2011). Nurse-plant and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecological Engineering*, 37(6), 994–998. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.012>
- Boch, S., Prati, D., Müller, J., Socher, S., Baumbach, H., Buscot, F., ... Fischer, M. (2013). High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 496–505. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.001>
- Bray, B. D., Merino, L. y B. D. (2007). *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de los paisajes forestales*. (L. y B. D. Barton B. D., Merino, Ed.) (Primera). México: SEMARNAT, INE, IG-UNAM, CCMSS, FIU.
- Brites, A. D., & Morsello, C. (2012). The Ecological Effects of Harvesting Non-Timber Forest Products from Natural Forests : a Review of the Evidence. *VI Encontro Nacional Da Anppas*, 17.
- Brunet, J., Fritz, Ö., & Richnau, G. (2010). Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, 53(Korpel 1995), 77–94. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.08.001>
- Buda, G. A., Trench, T., & Durand, L. (2013). El aprovechamiento de palma camedor en la Selva Lacandona , The use of camedor palm. *Estudios Sociales*, 22(44), 201–223.
- Bunge-Vivier, Verónica y Martínez-Ballesté, A. (2017). Factors that influence the success of conservation programs in common property resources in Mexico. *International Journal of the Commons*, 11(1), 487–507. <https://doi.org/10.18352/ijc.718>

- Burrascano, S., Sabatini, F. M. y Blasi, C. (2011). Testing indicators of sustainable forest management on understorey composition and diversity in southern Italy through variation partitioning. *Plant Ecology*, (212), 829–841. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9866-y>
- Caballero, J. y, & Cortés, L. (2001). Percepción, uso y manejo tradicional de los recursos vegetales en México. *Plantas, Cultura y Sociedad. Estudio Sobre La Relación Entre Seres Humanos y Plantas En Los Albores Del Siglo XXI*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Canfield, R. H. (1941). Application of the Line Intercept Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry*, 39(4), 388–394.
- Cannon, C., Kartawinata, K., Leighton, M., & Peart David, R. (1994). The structure of lowland rainforest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 67(1–3), 49–68. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90007-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)90007-8)
- Casas, A., Otero-Arnaiz, A., Pérez-Negrón, E., & Valiente-Banuet, A. (2007). In situ management and domestication of plants in Mesoamerica. *Annals of Botany*, 100(5), 1101–1115. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm126>
- Cazzolla, R., Simona, G., Lindsell, J. A., & Coomes, D. A. (2014). The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *The Ecological Society of Japan*, 17. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1217-3>
- CBD. (2001). *Sustainable management of non-timber forest resources 6*. Quebec, Canada.
- Cedeño, G. H y Pérez, S. D. R. (2005). La legislación forestal y su efecto en la restauración en México. In Y. R. A. O. Sánchez, E., Peters, R., Márquez-Huitzil, E., Vega, G. Portales, M. Valdez (Ed.), *Temas sobre restauración ecológica* (SEMARNAT, pp. 87–97).
- Corral Rivas, J. J., Aguirre Calderón, O. A., Jiménez Pérez, J., Corral Rivas, S., Aguirre Calderón, Ó. A., & Corral Rivas, S. (2005). Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. *Invest Agrar*, 14(2), 217–228.
- Crow, T. R., Buckley, D. S., Nauertz, E. a, & Zasada, J. C. (2002). Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in Upper Michigan. *Forest Science*, 48(1), 129–145.
- Cuadras, C. M. (2014). Métodos de análisis multivariante. *Publicaciones PPU*, 305. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- D.O.F. (2017). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. México.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Bardat, J., Wattez-Franger, A., Saguez, R., De Foucault, B., Alard, D. y Delis-Dusollier, A. (2005). Silviculture-driven vegetation change in European temperate deciduous forest. *Annals of Forest Science*, 59(4), 175–182. <https://doi.org/10.1051/forest>
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A., ... Bardat, J. (2004). Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: Understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*, 41(6), 1065–1079. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x>
- Del Castillo, R., Perez de la R. J. A., Vargas, A. G. y Rivera, G. R. (2004). Coníferas. In M. B.-S. Abisaí J. García-Mendoza, María de Jesús Ordóñez Díaz (Ed.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 141–158). México: UNAM.
- Delgadillo-Moya, C. (2014). Biodiversidad de Bryophyta (musgos) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 100–105. <https://doi.org/10.7550/rmb.30953>
- Delgadillo, M. C. y Cárdenas, A. S. (2009). Musgos y otras briofitas de importancia en la sucesión primaria. In S. Z. Lot, A. y Cano (Ed.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel* (pp. 101–105). México: UNAM.
- Dembener, S. A. y Perlis, A. (1993). Los Productos Forestales no Madereros y la generación de ingresos. *Unasylva*, 50(198).

- Duchesne, L. C., Zasada, J. C., & Davidson-Hunt, I. (2001). Ecological and Biological Considerations for Sustainable Management of Non-timber Forest Products in Northern Forests. *United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report Nc*, 102–109.
- Duguid, M. C., Frey, B. R., Ellum, D. S., Kelty, M., & Ashton, M. S. (2013). The influence of ground disturbance and gap position on understory plant diversity in upland forests of southern New England. *Forest Ecology and Management*, 303, 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.018>
- Duguid, M. C. y Ashton, M. S. (2013). A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 303, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.009>
- Edwards, D. P., Tobias, J. A., Sheil, D., Meijaard, E., & Laurance, W. F. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(9), 511–520. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>
- Ellenberg, H., y Leuschner, C. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen* (6th ed.). Ulmer: Stuttgart.
- FAO. (2017). *Conjunto de Herramientas para la Gestión Forestal Sostenible (GFS)*. FAO.
- Franklin, J. F., Rae, D. B., Thornburgh, D. A. y Tappeiner, J. C. (1997). *Alternative silvicultural approaches to timber harvesting. Variable retention harvest systems. In: creating a forestry for the 21.* (J. F. Kohm, K. A., Franklin, Ed.). Washington, D.C.: Island Press.
- Gaoue, O. G., Ngonghala, C. N., Jiang, J., & Lelu, M. (2016). Towards a mechanistic understanding of the synergistic effects of harvesting timber and non-timber forest products. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(4), 398–406. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12493>
- Gaoue, O. G., Sack, L., & Ticktin, T. (2011). Human impacts on leaf economics in heterogeneous landscapes: The effect of harvesting non-timber forest products from African mahogany across habitats and climates. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 844–852. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01977.x>
- Gaoue, O. G., & Ticktin, T. (2010). Efectos de la Cosecha de Productos Forestales No Maderables y Diferencias Ecológicas entre Sitios sobre la Demografía de Caoba Africana. *Conservation Biology*, 24(2), 605–614. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01345.x>
- García Mayoral, L. E., Valdez Hernández, J. I., Luna Cavazos, M., & López Morgado, R. (2015). Structure and diversity of arboreal vegetation in coffee agroforestry systems in Sierra de Atoyac, Veracruz. *Madera y Bosques*, 21(3), 69–82.
- Godínez, M. S., Rodríguez, A. F., López, P. N. y Camposeco, J. (2016). Evaluación de la regeneración natural de tres especies coníferas en áreas de distribución natural en el altiplano occidental de Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 3(1), 5-16.
- Ghosal, S. (2011). Importance of non-timber forest products in native household economy. *Journal of Geography and Regional Planning*, 4(March), 159–168.
- Gil, L. y Aránzazu, P. M. (1993). Los pinos como especies básicas de la restauración forestal en el Medio Mediterráneo. *Ecología*, (7), 113–125.
- Gómez-Aíza, L., Martínez-Ballesté, A., Álvarez-Balderas, L., Lombardero-Goldaracena, A., García-Meneses, P. M., Caso-Chávez, M., & Conde-Álvarez, C. (2017). Land Use Policy Can wildlife management units reduce land use / land cover change and climate change vulnerability ? Conditions to encourage this capacity in Mexican municipalities. *Land Use Policy*, 64, 317–326. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.004>
- Gómez, P., Hahn, S. y Martín, J. S. (2009). Estructura y composición florística de un matorral bajo plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile Central. *Gayana Botánica*, 66(2), 256–268.

- González-Sánchez, K. B. (2014). *Balance hidrológico y valoración económica de la producción hídrica en la Cuenca Alta del Rosario, Tlax.* Universidad Autónoma de Chapingo.
- González, J. A. (2006). El ambiente y la agricultura en Tlaxcala durante el Siglo XVI. *Perspectivas Latinoamericanas*, (3), 19–46.
- Graham-Sauvé, L., Work, T. T., Kneeshaw, D., & Messier, C. (2013). Shelterwood and multicohort management have similar initial effects on ground beetle assemblages in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 306, 266–274. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.019>
- Guariguata, M. R., García-Fernández, C., Sheil, D., Nasi, R., Herrero-Jáuregui, C., Cronkleton, P., & Ingram, V. (2010). Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: Perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 237–245. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.013>
- Gundersen, P., Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., ... Hansen, K. (2010). Environmental services provided from riparian forests in the nordic countries. *Ambio*, 39(8), 555–566. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0073-9>
- Haberman, S. J. (1973). The Analysis of Residuals in Cross-Classified Tables. *International Biometric Society*, 29(1), 205–220. <https://doi.org/10.2307/2529686>
- Hernández-Barrios, J. C., Anten, N. P. R., & Martínez-Ramos, M. (2015). Sustainable harvesting of non-timber forest products based on ecological and economic criteria. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 389–401. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12384>
- Hernández-Díaz, J. C., Corral-Rivas, J. J., Quiñones-Chávez, A., Bacon-Sobbe, J. R., & Vargas-Larreta, B. (2008). Regular and irregular forest management evaluation of the sierra madre occidental forests | Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Madera Bosques*, 14(3).
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., ... Domínguez-Pereda, L. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 19(2), 189–199. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>
- Heubach, K., Wittig, R., Nuppenau, E. A., & Hahn, K. (2011). The economic importance of non-timber forest products (NTFPs) for livelihood maintenance of rural west African communities: A case study from northern Benin. *Ecological Economics*, 70(11), 1991–2001. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.05.015>
- Holzmueller, E. J., Shibu, J., & Jenkins, M. A. (2009). The Response of Understory Species Composition , Diversity , and Seedling Regeneration to Repeated Burning in Southern Appalachian Oak-Hickory Forests The Response of Understory Species Composition , Diversity , and Seedling Regeneration to Repeated Burni. *Natural Areas Journal*, 29(3), 255–262.
- INAFED. (2017). Estado de Tlaxcala. Tlaxco. Tlaxcala: Gobierno del Estado de Tlaxcala-INAFED.
- INEGI. (2009). Prontuario de Información Geográfica Municipal. *INEGI*.
- INEGI. (2010). Compendio de información geográfica municipal 2010. Tlaxco, Tlaxcala. *INEGI*, 1, 9.
- Kappelle, M. (2004). 34 Neotropical Montane Oak Forests : Overview and Outlook. In M. Kappelle (Ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (Vol. 185, pp. 449–467). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Keenan, R. J., & (Hamish) Kimmins, J. P. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 1(2), 121–144. <https://doi.org/10.1139/a93-010>
- Keenan, R. J., & Kimmins, J. P. H. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 1(2), 121–144.

- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology Society of America*, 74(6), 1659-1673. URL:<http://www.jstor.org/stable/1939924>
- López, G. B. N., Pérez, E. B. E. y Villavicencio, N. M. Á. (2014). Aprovechamiento sostenible y conservación de las plantas medicinales en Cantarranas, Huehuetla, Hidalgo, México, como un medio para mejorar la calidad de vida en la comunidad. *Botanical Sciences*, 92(3), 389–404.
- Maldonado, B., Caballero, J., Delgado-Salinas, A., & Lira, R. (2013). Relationship between Use Value and Ecological Importance of Floristic Resources of Seasonally Dry Tropical Forest in the Balsas River Basin, México. *Economic Botany*, 67(1), 17–29. <https://doi.org/10.1007/s12231-013-9222-y>
- Maluf, S. F., Gandolfi, S. y Ribeiro, R. R. (2015). Species-specific associations between overstory and understory tree species in a semideciduous tropical forest. *Acta Botanica Brasilica*, 29(1), 73–81. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3642>
- Marino, G. D. y Pensiero, J. F. (2003). Heterogeneidad florística y estructural de los bosques de Schinopsis balansae (Anacardiaceae) en el sur del Chaco Húmedo. *Darwiniana*, 41(1–4), 17–28.
- Martínez, B. A. y Caballero, J. (2016). Management compromises and the sustainability of palm populations in Maya homegardens. *Ethnobotany*, 94(2), 291–300.
- Martínez, P. G., Peri, P. L., Fernández, M. C., Staffieri, G. y Lencinas, M. V. (2002). Nothofagus pumilio. *Journal Forest Research*, 7(3), 165–174. <https://doi.org/10.1007/BF02762606>
- Matthews, J. D. (1991). *Silvicultural Systems Also of Interest*. (J. D. Matthews, Ed.) (Segunda). Oxford: Clarendon Press.
- Meier, A. J., Bratton, S. P., & Duffy, D. C. (1995). Possible ecological mechanisms for loss of vernal-herb diversity in logged eastern deciduous forests. *Ecological Applications*, 5(4), 935–946. <https://doi.org/10.2307/2269344>
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., Augeri, D., Rosenbaum, B., Iskandar, D., ... Wong, A. (2005). *Life after logging: Reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo*. Bogor: Indonesia, ... (Primera, Vol. 15/2). Jakarta, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Mejía, C. A., Franco, M. S., Endara, A. A. R. y Ávila, A. V. (2018). Caracterización del sotobosque en bosques densos de pino y oyamel en el Nevado de Toluca, México. *Madera y Bosques*, 24(3), 1–15. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431656>
- Mejía, C., Cristina, M., Olascoaga, W., Pérez, M., & Tapia, H. (2017). Prácticas curativas y plantas medicinales : un acercamiento a la etnomedicina de San Nicolás , México. *Cuadernos Geográficos*, 56(2), 26–47.
- Merino, L. (2001). Las políticas forestales y de conservación y sus impactos sobre las comunidades forestales. *Estudios Agrarios*, 18, 75–115.
- Merino, P. L. y, & Segura, W. G. (2002). Las políticas forestales y de conservación y sus impactos en las comunidades forestales en México. In D. Bray, D. B., Merino, P. L., Barry (Ed.), *Los Bosques Comunitarios de México* (Primera, pp. 77–98). México: Instituto Nacional de Ecología y Consejo Civil Mexicano de Silvicultura Sostenible.
- Mfon, P. y Bisong, F. E. (2014). Impact of logging on non Timber Forest Products (ntfps) in the Rainforest of South Eastern Nigeria. *Mediterranean Journal of Social Sciences*, 5(8), 125–137. <https://doi.org/10.5901/mjss.2014.v5n8s>
- Moctezuma, L. G. y Galicia, C. A. (2018). PIB Forestal. *Revista Mexicana de Agronegocios*, 42.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Primera). Zaragoza, España: CYTED, ORCYT-UNESCO, Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA).
- Musalém, M. A. y Fierros, A. M. (1996). El Método de selección en: curso de silvicultura de Bosques Naturales. Texcoco, Estado de México: Universidad Autónoma de Chapingo.

- Musalém, M. A. y, & Ramírez, Á. L. (2003). *Monografía de Pinus ayacahuite var. Veitchii Shaw. Proyecto de investigación Manejo Sustentable y Conservación de la Biodiversidad de los Bosques de Clima Templado y Frío de México Proyecto Sierra Madre*. (J. Editores, Ed.) (Primera). México: CONACYT-INIFAP.
- Ndeinoma, A., & Wiersum, K. F. (2017). Diversity of governance arrangements for indigenous natural products in communal areas of Namibia. *Forests Trees and Livelihoods*, 26(2), 124–141. <https://doi.org/10.1080/14728028.2016.1268545>
- Ogar, T. O., Bisong, F. E., & Eka, Z. O. (2016). Logging Effects on Non-Timber Forest Products (NFTPs) Availability in Etung Rainforest Ecosystem , Cross River, 4(1), 1–6. <https://doi.org/10.12691/aees-4-1-1>
- Oksanen, J. (2015). Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. *R Documentation*, 43. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(88\)90124-3](https://doi.org/10.1016/0169-5347(88)90124-3)
- Orwig, D. A. (2002). Ecosystem to regional impacts of introduced pests and pathogens : historical context , questions and issues. *Journal of Biogeography*, 29, 1471–1474.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., ... Virtanen, R. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24(1), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Parren, M. P. E., Bongers, F. J. J. M., & Mohren, G. M. J. (2003). *Lianas and logging in West Africa* (Vol. PhD thesis).
- Paudel, S., & Sah, J. P. (2015). Effects of Different Management Practices on Stand Composition and Species Diversity in Subtropical Forests in Nepal: Implications of Community Participation in Biodiversity Conservation. *Journal of Sustainable Forestry*, 34(8), 738–760. <https://doi.org/10.1080/10549811.2015.1036298>
- Perry, J. P. (1991). *The pines of Mexico and Central America* (Primera). Portland, Oregon: Timber Press.
- Peters, C. M. (1994). *Sustainable Harvest of Non-timber Plant Resources in Tropical Moist Forest : An Ecological Primer*. Washington, D.C.
- Peters, C. M. (1996). *The Ecology and Management of Non-Timber Forest Resources*. (C. M. Peters, Ed.) (The Intern). Washington, D.C.
- Petrosillo, I., Aretano, R., & Zurlini, G. (2015). *Socioecological Systems Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Socioecological Systems*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09518-X>
- Pinheiro, T. F., Escada, M. I. S., Valeriano, D. M., Hostert, P., Gollnow, F., & Müller, H. (2016). Forest degradation associated with logging frontier expansion in the Amazon: The BR-163 region in southwestern Pará, Brazil. *Earth Interactions*, 20(17). <https://doi.org/10.1175/EI-D-15-0016.1>
- Quinn, P. G. y Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and data analysis for biologists* (Cambridge). New York, United States of America.
- Rasethe, M. T., Semenya, S. S., Potgieter, M. J., & Maroyi, A. (2013). The utilization and management of plant resources in rural areas of the Limpopo Province , South Africa, 1–8.
- Raymond, P., Bédard, S., Roy, V., Larouche, C. y, & Tremblay, S. (2009). The Irregular Shelterwood System : Review , Classification , and Potential Application to Forests Affected by Partial Disturbances. *Journal of Forestry*, (December), 405–413.
- Rendón, G. R. (1990). Las relaciones laborales en las haciendas pulqueras desde la perspectiva del modelo de la economía moral. In J. Ortega (Ed.), *Origen y evolución de la hacienda en México: siglos XVI al XX, memorias del simposio realizado del 27 al 30 de septiembre de 1989*. (pp. 151–157). Toluca, Estado de México: El Colegio Mexiquense/UIA/INAH.

- Repetto, R. y Gillis, M. (1988). *Public Policies and the misuse of forests resources*. (M. Repetto, R. y Gillis, Ed.) (Cambridge). United States of America.
- Rist, L., Shanley, P., Sunderland, T., Sheil, D., Ndoye, O., Liswanti, N., & Tieguhong, J. (2012). The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management*, 268, 57–69. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.037>
- Rivera, H. J. E y Flores, H. N. (2013). Flora y vegetación del Distrito Federal. Conservación y Problemática. UAM Iztapalapa, 134 p.
- Roberts, M. R., & Gilliam, F. S. (1995). Patterns and Mechanisms of Plant Diversity in Forested Ecosystems: Implications for Forest Management. *Ecological Applications*. <https://doi.org/10.2307/2269348>
- Sánchez-González, A., López-Mata, L., & Granados-Sánchez, D. (2005). Semejanza florística entre los bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schltdl. de la Faja Volcánica Transmexicana. *Investigaciones Geográficas*, 56, 62–76.
- Sánchez, V. C. A. G. (2014). Economía y Sociedad en Tlaxcala en el siglo XIX. Una revisión histórica. *Revista de História Regional*, 19(1), 157–175. <https://doi.org/10.5212/Rev.Hist.Reg.v.19i1.0007>
- Saxena, N. C. (2003). Working Paper 223 Livelihood Diversification and Non-Timber Forest Products in Orissa: Wider Lessons on the Scope for Policy Change?, (August).
- Scholz, R. W. (2011). *Environmental Literacy in Science and Society: From Knowledge to Decisions* (Cambridge). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Schumann, M. E., White, A. S. & Witham, J. W. (2003). The effects of harvest-created gaps on plant species diversity , composition , and abundance in a Maine oak - pine forest. *Forest Ecology and Management*, 176, 543–561.
- SEDESOL. Secretaria de Desarrollo Social. (2013). Unidad de microrregiones. México: Dirección general adjunta de planeación micro regional.
- SEMARNAT. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2016* (Primera). México: SEMARNAT.
- Shifley, R. S. (2004). Oak growth and response to thinning. Upland oak ecology symposium: history, current conditions and sustainability. *Gen. Tech. Rep. SRS-73*. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture 311 p.
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. a, Hutto, R. L., ... Swanson, F. J. (2011). The forgotten stage of forest succession: Early- successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(2), 117–125. <https://doi.org/10.1890/090157>
- Taboada, G., , & De Albuquerque, P. U. (2008). Non-Timber Forest Products : An Overview, (Vantomme 2001).
- Tickin, T. (2004). The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), 11–21. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00859.x>
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., & Mendoza-Briseño, M. A. (2016). Sustainable Forest Management in Mexico. *Current Forestry Reports*, 2(2), 93–105. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0033-0>
- Torres Rojo, J. M. (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del Sector Forestal en América Latina Documento de Trabajo. Informe Nacional México. *SEMARNAT-FAO*, 1, 104.
- Trigueros, B. G. A., Villavicencio, G. R. y Santiago, P. A. L. (2014). Mortalidad y Reclutamiento de árboles en un Bosque Templado de Pino-Encino En Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestal*, 5(24), 161–183.
- USDA. United States Department of Agriculture. (2016). What Is a Silvicultural System ? United States of America: Handbook, Silvicultural Columbia, British Ministry, British Columbia Ministry, The B C Island, Wales.

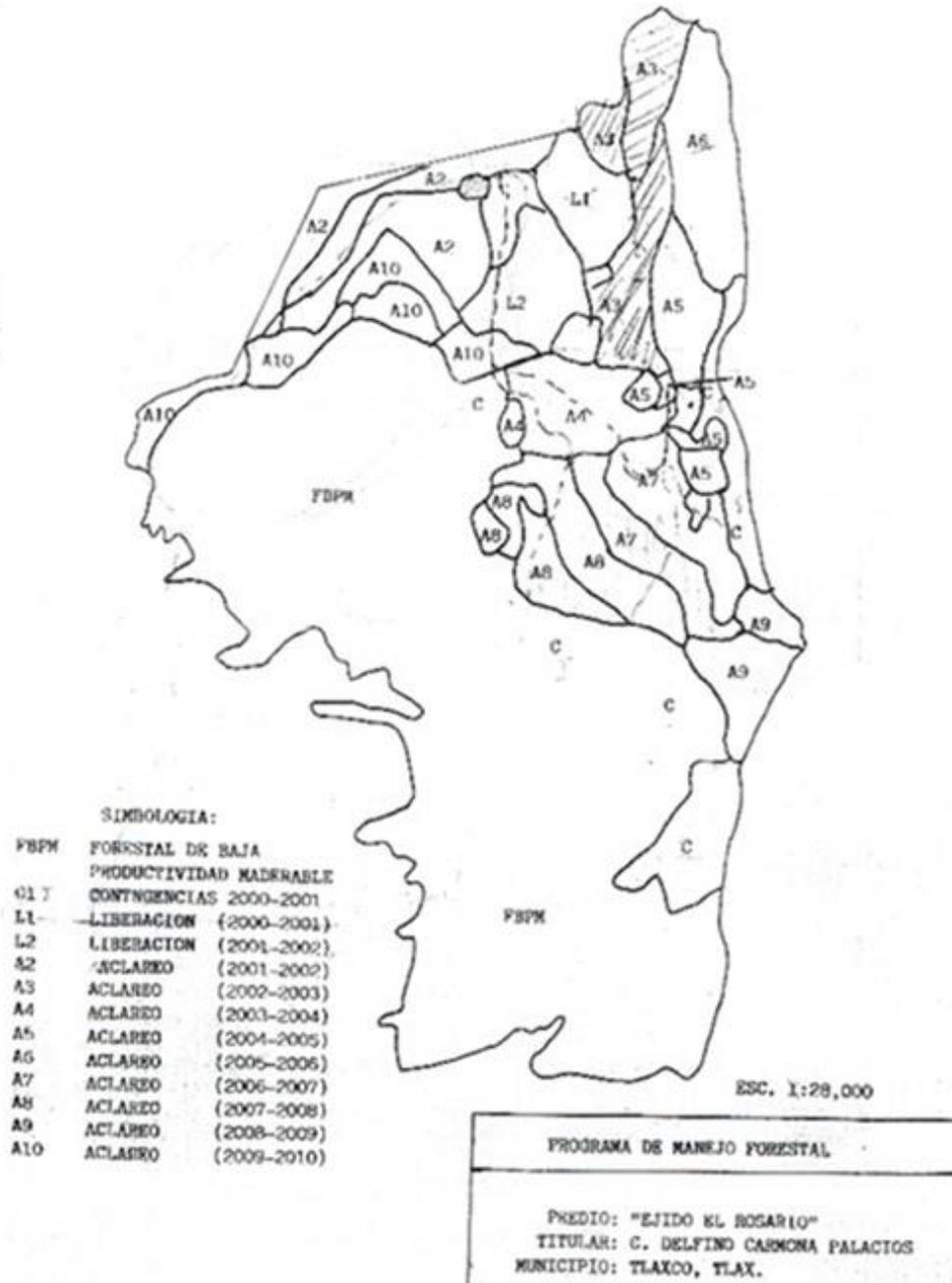
- Valkonen, S. (2000). Effect of retained scots pine trees on regeneration, growth, form and yield of forest stands. *Sistemas y Recursos Forestales*, (1), 121-145.
- Vázquez-Yanes, C., Batis Muñoz, A., Alcocer Silva, M., Gual Díaz, M., & Sánchez Dirzo, C. (1999). Árboles Y Arbustos Potencialmente Valiosos Para La Restauración Ecológica Y La Reforestación, 59–61.
- Vela, G. L. (1980). Contribución a la ecología de *Pinus patula* Schlecht et Cham. México: SARH-INIF.
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 559–902. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.017>
- Wallace, J., Aquilue, N., Archambault, C., Carpentier, S., Francoeur, X., Greffard, M. H., ... Messier, C. (2015). Present forest management structures and policies in temperate forests of Mexico: Challenges and prospects for unique tree species assemblages. *Forestry Chronicle*, 91(3), 306–317. <https://doi.org/10.5558/tfc2015-052>
- Widen, J. M., Petras, A. M., Dickinson, L. Y. y Webster, R. C. (2018). *Rubus* persistence within silvicultural openings and its impact on regeneration: The influence of opening size and advance regeneration. *Forest Ecology and Management*, 427(1), 162-168.
- White, P.S. y Pickett, S. T. A. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *Unknown Journal*, 3–13.
- Woodcock, P., Halme, P., & Edwards, D. P. (2015). Ecological effects of logging and approaches to mitigating impacts. In *Routledge Handbook of Forest Ecology* (pp. 422–435). <https://doi.org/10.4324/9781315818290>
- Wu, W., Hu, Y., Li, Y., Gong, J., Chen, L., Chang, Y., & Xiong, Z. (2016). Plant diversity and vegetation structures in the understory of mixed boreal forests under different management regimes. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(4), 1749–1757. <https://doi.org/10.15244/pjoes/62101>
- Zarco-Espinosa, V. M., Valdez-Hernández, J. L., Ángeles-Pérez, G., & Castillo-Acosta, O. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), 1–17.

ANEXO I

Mapas A y B. El mapa A es el ciclo silvícola anterior (2000-2011) y el mapa B es el ciclo silvícola actual (2013-2024). Los sitios 1, 2 y 3 del mapa B, referidos en la tabla 1, son de izquierda a derecha los tres primeros de ese mismo mapa. Las demás zonas del mapa B serán manejadas después del año 2017 por lo tanto, no se hace referencia a este mapa en la tabla 1 sino a su clasificación en el mapa A pues en este ciclo silvícola es donde se encuentra su última fecha de corte.

MAPA "A"

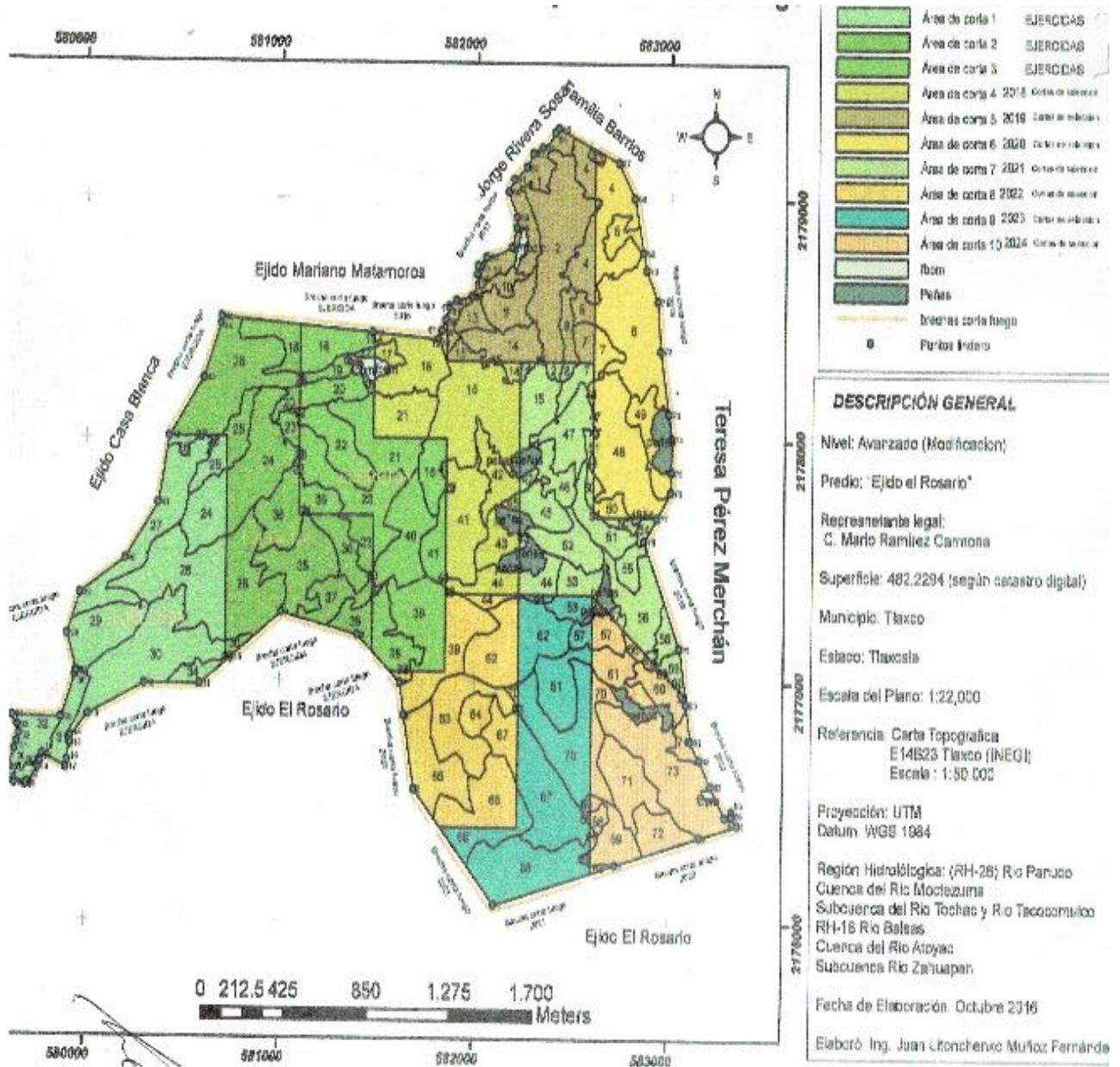
Ciclo silvícola 2000-2010 en el Ejido El Rosario, Tlaxcala



Mapas proporcionado por el Ing. Forestal Eliverio Gonzalez.

MAPA "B"

Ciclo silvícola actual (2014-2024) en el Ejido El Rosario, Tlaxcala



ANEXO II

Listado de especies de coníferas y RFNM registradas en las 12 diferentes Unidades de Muestreo en el bosque de la comunidad de El Rosario.

Especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Abies religiosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ageratina glabrata</i>		x										
<i>Arbutus xalapensis</i>	x	x	x				x	x	x		x	x
<i>Baccharis conferta</i>	x					x						
<i>Castilleja tenuiflora</i>			x					x				
<i>Ceanothus caeruleus</i>												x
<i>Cirsium ehrenbergii</i>	x	x	x						x		x	x
<i>Conopholis alpina</i>											x	x
<i>Cupressus sp.</i>		x						x	x		x	x
<i>Didymaea alsinoides</i>	x	x	x	x	x			x			x	x
<i>Dryopteris sp.</i>				x	x							
<i>Eryngium proteiflorum</i>									x			
<i>Fragaria mexicana</i>	x	x	x			x		x				
<i>Fuchsia microphylla</i>			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fuchsia thymifolia</i>	x		x								x	x
<i>Galium aschenbornii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Garrya laurifolia</i>	x	x		x				x				
<i>Govenia capitata</i>	x											x
<i>Litsea glaucescens</i>				x		x		x				
<i>Phytolacca icosandra</i>				x								
<i>Pinus ayacahuite</i>	x			x								
<i>Pinus montezumae</i>	x			x		x			x			
<i>Pinus patula</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pinus pseudostrubus</i>											x	
<i>Plantago australis</i>								x				
<i>Pleopeltis sp.</i>		x	x						x			
<i>Polystichum rachichlaena.</i>					x							
<i>Prunus serotina</i>	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Quercus crassifolia</i>									x		x	x
<i>Quercus spp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ribes ciliatum</i>	x	x	x	x	x	x	x		x			x
<i>Rubus caudatisepalus</i>												x
<i>Rubus pumilus</i>				x			x					
<i>Salvia elegans</i>	x		x	x		x		x			x	x
<i>Sedum dendroideum</i>		x	x	x	x		x		x		x	x
<i>Symphoricarpus microphyllus</i>	x		x		x			x	x	x	x	
<i>Thuidium delicatulum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x