



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN CIENCIAS AGROPECUARIAS
Y RECURSOS NATURALES**

**EFFECTO DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL
SOBRE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE
TEMPLADO DEL ESTADO DE MÉXICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS
Y RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

BIÓL. GIOVANNI ESTRADA VALDÉS

COMITÉ DE TUTORES:

TUTOR ACADÉMICO

DR. ANGEL ROLANDO ENDARA AGRAMONT

TUTORES ADJUNTOS

DRA. MARLÍN PÉREZ SUÁREZ

DR. OCTAVIO MONROY VILCHIS

TOLUCA, MÉXICO, JUNIO 2018.

“EL MUNDO ESTÁ EN LAS MANOS
DE AQUELLOS QUE TIENEN EL
CORAJE DE SOÑAR Y CORRER EL
RIESGO DE VIVIR SUS SUEÑOS”

PAULO COELHO

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por otorgar la beca que permitió realizar el estudio para la obtención del grado de Maestría en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales.

Al ICAR por las facilidades brindadas para el desarrollo del estudio, el compañerismo y buen clima laboral.

A PROBOSQUE por las facilidades brindadas para la obtención del Programa de Aprovechamiento Forestal de Palo Seco.

Al Comisariado ejidal de Palo Seco, Coatepec Harinas, Estado de México, por permitirme revisar y evaluar su programa en especial a; Juan Alvarado y José Luis Hernández.

Al Dr. Angel Rolando Endara Agramont, por la paciencia, oportunidad, guía y amistad.

A mi comité de tutores; Dra. Marlín Pérez Suárez y Dr. Octavio Monroy Vilchis por su tiempo, comentarios y observaciones para el desarrollo de mi formación académica.

A mi banda de Alta Montaña; Paco, Lety, Santi, Sandra, Abi, Martha, Cristian, Sandy, Angel, Fabi, Toño y los que me faltan pero recuerdo con mucho cariño.

A Rosalba, Jenny, Lalis, Alicia, Alma, Iván, Lulú, Laura, Poncho y Alex, por su apoyo y compañerismo.

A mis amigos que han seguido mi formación desde el principio; Sony, Cheke, Lalo, Lupita y Lucy.

A los Ingenieros que han sido parte de esta formación; Hipólito Quiñones, Francisco Contreras y Joaquín Armendáriz.

Al Dr. Todd S. Fredericksen que se tomó el tiempo para leer, traducir y perfeccionar el artículo científico.

A la Fundación para la Conservación del Bosque Seco Chiquitano, gracias por tan grata estancia de investigación.

DEDICATORIAS

A mi hijas hermosas Dafne y Majo, a quienes agradezco su amor y apoyo, que soportaron desvelos y enojos. Las amo.

A mi esposa Lily Marlene por apoyarme e impulsarme en esta etapa de mi vida y las que siguen. Te amo.

A mis padres Paz y Juan, que apoyaron mi sueño con alegría, gracias por tanto amor que me han demostrado. Los amo.

A mis hermanos Karla y Beto, ustedes que siempre estuvieron pendientes de mis hijas y de mi futuro como profesionista. Los amo

A mi familia que es demasiada gracias por tanto apoyo y esperanza en mí. Los aprecio y admiro.

A mis abuelos Pole, Goya, Aurea, Chema, Chela, Armando†, Cristina†, Chava†, gracias por todo su soporte y experiencia heredada.

A mis suegros Chela y Gustavo por la confianza y creencia en mí. Los aprecio y admiro.

A mis hermosas cuñaditas Chela y Andy las quiero mucho, gracias por todo lo que me han enseñado y apoyado.

CONTENIDO

RESUMEN.....	10
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUCCIÓN.....	12
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	16
2.1 Bosque.....	16
2.2. Clasificación de los Bosques.....	18
2.2.1 Bosques Tropicales en México.....	18
2.2.2 Bosques Templados en México.....	21
2.2.2.1. Bosque de coníferas y latifoliadas.....	22
2.3. Silvicultura.....	25
2.4. Manejo Forestal.....	25
2.5. Dinámica en la apertura de claros.....	29
2.6. Gremios ecológicos.....	30
2.6.1. Esciófitas.....	31
2.6.2. Heliófitas.....	32
3. OBJETIVO GENERAL.....	33
3.1. Objetivos Específicos.....	33
4. HIPÓTESIS.....	34
5. JUSTIFICACIÓN.....	35
6. MATERIALES Y MÉTODO.....	36
6.1 Zona de Estudio.....	36
6.2 Establecimiento de las parcelas de muestreo.....	37
6.2.1. Composición.....	38
6.2.1.1. Diversidad y riqueza.....	39
6.2.2. Estructura.....	39
7. RESULTADOS.....	40
7.1. Artículo.....	40
7.2. Resultados Adicionales.....	67
7.2.1. Composición Forestal.....	67

7.2.2. Índice de Valor de Importancia (IVI).....	68
7.2.3. Diversidad y Riqueza de especies	69
7.2.4. Estructura	71
7.2.4.1 Estructura Horizontal	71
7.2.4.2. Estructura Vertical	74
7.2.4.2.1. Estrato inferior	74
7.2.4.2.2. Estrato medio	74
7.2.4.2.3. Estrato superior	74
7.2.5. Regeneración Forestal	76
7.2.6. Dasonomía	81
8. DISCUSIÓN	83
8.1. Composición	83
8.2. Estructura	85
8.3. Regeneración natural.....	86
9. CONCLUSIÓN	90
10. RECOMENDACIONES	91
11. ANEXOS	92
12. BIBLIOGRAFÍA	94

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Índice de valor de importancia para las especies del Ejido de Palo Seco	69
Cuadro 2. Índice de Simpson para los sitios de muestreo.....	70
Cuadro 3. Estratos de la estructura vertical por sitio y general (Bosque de Palo Seco)	75
Cuadro 4. Datos dasonómicos por especie y sitio.....	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo; 2007, 2010 y 2015.	37
Figura 2. Estructura horizontal de <i>Pinus pseudostrobus</i> en los sitios de muestreo	72
Figura 3. Estructura horizontal de <i>Pinus pseudostrobus</i> para el bosque de Palo Seco	73
Figura 4. Estructura horizontal para el sitio sin manejo forestal (Sm).....	73
Figura 5. Estructura horizontal del sitio sin manejo forestal (Sm)	76
Figura 6. Regeneración natural para el bosque de Palo Seco	77
Figura 7. Regeneración forestal por sitios.....	80

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 1. Agricultura en Amanalco de Becerra, Estado de México	12
Imagen 2. Aprovechamiento forestal en el ejido de Palo Seco, Coatepec Harinas, Estado de México	15
Imagen 3. Bosque.....	16
Imagen 4. Bosque tropical, Turicato, Michoacán.....	19
Imagen 6. Bosque de oyamel-pino, Isidro Fabela, Estado de México	22
Imagen 5. Bosque templado de <i>Pinus hartwegii</i> , Nevado de Toluca.....	23
Imagen 7. Ejidatarios de Coatepec Harinas, realizando aprovechamiento forestal	26
Imagen 8. Residuos derivados del aprovechamiento	28
Imagen 9. Apertura de claros mediante prácticas silvícolas	30
Imagen 10. Dosel del bosque	31
Imagen 11. Ejemplo de la composición forestal; <i>Clethra mexicana</i> (izq.), <i>Ilex discolor</i> (der)	67
Imagen 12. <i>Pinus pseudostrobus</i>	68
Imagen 13. Plántulas de <i>Quercus laurina</i>	77
Imagen 14. Pequeña plántula de <i>Pinus pseudostrobus</i>	78
Imagen 15. Latizal de <i>Abies religiosa</i>	79
Imagen 16. Juvenil de <i>Ilex discolor</i>	84
Imagen 17. Corteza de <i>Clethra mexicana</i>	89

RESUMEN

El aprovechamiento forestal comprende las actividades orientadas a la utilización de recursos de manera ordenada, (conservación y desarrollo económico del bosque), mediante la satisfacción de necesidades sociales directas (productos maderables) e indirectas (fijación de carbono, paisaje, protección del suelo, etc.), sin embargo, una mala ejecución puede degradar la estructura y composición del bosque. La estructura del bosque se expresa a través de la distribución de diámetros y alturas de los árboles, la composición se refiere a la diversidad de especies. El presente estudio se realizó en ejido de Palo Seco, Coatepec Harinas, Estado de México, evaluando el efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y composición en cuatro sitios; tres anualidades de aprovechamiento (2007, 2010, 2015) y un sitio sin manejo forestal (Sm); donde se obtuvo la información dasonómica en una hectárea de muestreo por sitio. Se identificaron ocho familias y nueve especies; Aquifoliaceae (*Ilex discolor*), Betulaceae (*Alnus jorullensis*), Clethraceae (*Clethra mexicana*), Cupressaceae (*Cupressus lindleyi*), Fagaceae (*Quercus laurina*), Scrophulariaceae (*Buddleja cordata*), Pinaceae (*Abies religiosas* y *Pinus pseudostrobus*) y Salicaceae (*Salix sp.*). Los cuatro sitios exhibieron baja diversidad específica con base al índice de Simpson. La especie dominante fue *P. pseudostrobus* (347 ind/ha⁻¹) para los cuatro sitios (IVI). Las actividades silvícolas del ejido están orientadas al incremento en abundancia de la especie dominante, reduciendo así la diversidad de especies suprimidas y favoreciendo el establecimiento de bosques monoespecíficos. La estructura del bosque después del aprovechamiento muestra una recuperación gradual del número de individuos por categoría de diámetro, se determinaron tres estratos (inferior, medio y superior) dominados por pino. La apertura de claros y cobertura del dosel determina la presencia y/o abundancia del renuevo, su establecimiento está determinado por el gremio ecológico, la competencia y las actividades silvícolas.

ABSTRACT

Forest harvesting includes activities aimed at the use of resources in an orderly manner (conservation and economic development of the forest) through the satisfaction of direct social needs (timber products) and indirect (carbon fixation, landscape, soil protection, etc.), however, its application can degrade the structure and composition of the forest. The structure of forests it was represented by height and diameters, the composition refers to the diversity of species. The present study was carried out in the ejido de Palo Seco, Coatepec Harinas, State of Mexico, evaluating the effect of forest harvesting on the structure and composition in four sites; three harvesting years (2007, 2010, 2015) and one site without harvesting (Sm). The forest information was obtained in one hectare of sampling per site. Eight families and nine species were identified; Aquifoliaceae (*Ilex discolor*), Betulaceae (*Alnus jorullensis*), Clethraceae (*Clethra mexicana*), Cupressaceae (*Cupressus lindleyi*), Fagaceae (*Quercus laurina*), Scrophulariaceae (*Buddleja cordata*), Pinaceae (*Abies religiosa* and *Pinus pseudostrobus*) and Salicaceae (*Salix* sp.). All sites exhibited low specific diversity based on Simpson's result. The dominant species was *P. pseudostrobus* (347 ind/ha⁻¹) for all sites (IVI). The silvicultural activities of the ejido are oriented towards the increase in abundance of the dominant species, thus reducing the diversity of suppressed species and favoring the establishment of monospecific forests. The structure of the forest after harvesting shows a gradual recovery of the number of individuals per diameter category. The 2007 site presents the inverted J form. The vertical structure demonstrates the existence of three strata (lower canopy, intermediate canopy and canopy stratum) dominated by pine. The canopy gaps and canopy determines the presence and/or abundance of the regeneration, its establishment is determined by the ecological groups, the competition and the silvicultural activities.

1. INTRODUCCIÓN

El manejo de los recursos naturales se ha convertido en una de las principales necesidades (consumo) de la sociedad, provee alimento, fibra y bioenergía (Bettinger *et al.*, 2017; Levers *et al.*, 2014). Empero, este consumo puede afectar la integridad y funcionalidad ecológica de los ecosistemas. Los ecosistemas forestales han sufrido sobreexplotación; cambios de uso de suelo para agricultura (Imagen 1) de sustento, ganadería extensiva, centros de urbanización, caminos y aprovechamientos forestales (Bettinger *et al.*, 2017; Rojas *et al.*, 2009; McMichael *et al.*, 2007; Bodin *et al.*, 2006; Foley *et al.*, 2005).



Imagen 1. Agricultura en Amanalco de Becerra, Estado de México

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

El aprovechamiento forestal comprende las actividades orientadas a la utilización de recursos forestales de manera ordenada, integrando la conservación del bosque y el desarrollo económico, de tal manera que se satisfagan las necesidades sociales mediante la provisión de servicios directos (productos maderables) e indirectos (fijación

de carbono, paisaje y protección del suelo) (Aguirre, 2015; MacDicken, 2015; Duncker *et al.*, 2012; Cubbage *et al.*, 2010; Wunder *et al.*, 2007).

El aprovechamiento es necesario en bosques templados y tropicales (Keenan *et al.*, 2015; Villegas *et al.*, 2009), buscando la conservación de la biodiversidad, el mantenimiento de la composición y estructura forestal, así como la función del ecosistema (Hernández-Salas *et al.*, 2013). Sin embargo, los efectos del manejo forestal sobre el funcionamiento del ecosistema varían dependiendo de la intensidad de gestión (Levers *et al.*, 2014), ésta puede llegar a degradar la estructura del bosque (Vilén *et al.*, 2012; Hernández, 2007; Kuuluvainen, 1994), causar la erosión del suelo (Chediack, 2008; Jandl *et al.*, 2007), alterar la composición forestal (Bonilla-Luna *et al.*, 2011; Paillet *et al.*, 2010; Fredericksen y Putz 2003) y afectar la provisión de servicios ambientales (Gamfeldt *et al.*, 2013); pero también puede ser fundamental en la conservación de ecosistemas forestales (Corral *et al.*, 2005; Gadow *et al.*, 2004) ya que mejora las tasas de crecimiento y reclutamiento (Barrette *et al.*, 2017) por la apertura de claros en el dosel (Kuuluvainen, 1994).

La estructura del bosque comprende la distribución de árboles agrupados por tamaños, diámetros o edades (López-Hernández *et al.*, 2017; Motz *et al.*, 2010). La estructura vertical es la distribución de la biomasa forestal de los diversos estratos arbóreos (altura del árbol), caracterizados por su gremio ecológico (Guzmán, 1997) y la estructura horizontal está determinada por el número de individuos por categoría diamétrica (dinámica) en un arreglo espacial forestal, relacionando las variables; diámetro a la altura del pecho (DAP) y frecuencia (Ramos, 2004).

La composición forestal se determina por las variables geográficas, clima, suelo, topografía, dinámica forestal (Rozas, 2001; Bergeron y Hervey 1997) y la ecología de sus especies (Louman *et al.*, 2001). Contempla toda clase de diversidad; intrapoblacional e interpoblacional (Del Río *et al.*, 2003), formando composiciones heterogéneas y permitiendo la coexistencia de especies, por esto, la composición es un aspecto determinante para el manejo forestal y debe ser considerado para optimizar la conservación (Aguirre *et al.*, 2015; Motz *et al.*, 2010).

En México se cuenta con una importante superficie de ecosistemas forestales (138 millones de ha), 70% del territorio (Zamora, 2016) de los cuales, los bosques templados (65 millones de ha) abarcan el 51% (Torres-Rojo *et al.*, 2016). Éstos se caracterizan por su vegetación arbórea; pinos (Figuroa-Rangel *et al.*, 2008), abetos, encinos y otras latifoliadas (Merino y Martínez, 2014), su composición está determinada principalmente por el clima y (Endara-Agramont *et al.*, 2011; 2013; Granados-Sánchez *et al.*, 2007) forman parte importante del Sistema Volcánico Transmexicano (Bocco *et al.*, 2000; Demant, 1978).

Estos ecosistemas han sido sujetos a distintos disturbios antrópicos (incendios y extracción forestal), ocasionando daños en la estructura y composición forestal (Sola *et al.*, 2016; Keenan, 2015; Endara-Agramont, 2012; Challenger y Soberón, 2008; Ramos *et al.*, 2008; Onaindia *et al.*, 2004), siendo sometidos a programas de aprovechamiento forestal (Imagen 2), bajo el concepto de la propiedad común (núcleos agrarios) de la tierra (Pagdee *et al.*, 2006).

El manejo forestal comunitario (MFC) ha sido reconocido en las últimas dos décadas como un enfoque potencial para lograr la sostenibilidad forestal. La silvicultura comunitaria se centra en mejorar el sustento, el bienestar de la población rural y la conservación de los sistemas forestales naturales a través de su participación (Pagdee *et al.*, 2006). En México las prácticas de uso del suelo y el manejo de recursos naturales, está regulado en su mayoría por los núcleos agrarios, bajo sus reglas, normas y tradiciones (Dalle *et al.*, 2006), éstos realizan diversas prácticas silviculturales, centrandó su aplicación a un reducido número de especies (Hernández-Salas *et al.*, 2013; Solís *et al.*, 2006) de importancia económica (Bauhus *et al.*, 2009).

Por ello, el objetivo de esta investigación fue determinar el efecto del aprovechamiento forestal, sobre la composición y estructura del bosque, así como la capacidad de recuperación (MacDicken *et al.*, 2015) bajo el sistema de manejo actual.



Imagen 2. Aprovechamiento forestal en el ejido de Palo Seco, Coatepec Harinas, Estado de México

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Bosque

Los bosques proporcionan un valor ecológico, económico, social, estético y servicios ambientales, incluyendo refugios para la biodiversidad, provisión de productos alimenticios, medicinales y forestales, regulación del ciclo hidrológico, la protección de los recursos del suelo, usos recreativos, necesidades espirituales y valores estéticos. Además, los bosques influyen en el clima a través de intercambios de energía, agua, y dióxido de carbono (Chazdon *et al.*, 2016; Hanewinkel *et al.*, 2012; Bonan, 2008; Owen, 2000).



Imagen 3. Bosque

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

Es una de las formas de vida fisionómicas básicas, por medio del cual, las comunidades bióticas pueden ser caracterizados por la presencia de plantas leñosas (Imagen 3) y clasificados de diferentes formas: productividad, tipo de hoja, latitud etc. Existen bosques homogéneos (cuando el 80% o más de los árboles que forman el bosque pertenece a una misma especie) y heterogéneos (constituido por varias especies forestales). Bosques coetáneos (conformado por árboles de aproximadamente la misma edad) y multietáneos (conformado por árboles de diferentes edades). Por el tipo de hoja (coníferas y latifoliadas), bosques mixtos, donde hay equidad entre ambos tipos de árboles. Por estacionalidad, los bosques se clasifican en perennifolios y subperennifolios (predominancia de hojas perenes), caducifolios y subcaducifolios (predominancia de hojas caducas). Según latitud; boreal, templado, tropical y subtropical (SEP, 2014; Spurr y Barnes 1980).

Así mismo, una de las clasificaciones más simples es considerarlo en función de los árboles que lo componen y que dan a la comunidad su fisonomía característica. Así es posible determinar un bosque de pino-encino, oyamel-aile y otros tipos de bosque. (SEP, 2014; Spurr y Barnes 1980).

La comunidad del bosque y su hábitat determinan en conjunto un sistema ecológico, ecosistema o biogeocenosis (constituida por las comunidades de organismos vegetales y animales, su biotipo y hábitat), en el cual los organismos y sus ambientes interactúan ecológicamente (Armenteras *et al.*, 2016).

2.2. Clasificación de los Bosques

2.2.1 Bosques Tropicales en México

En México existen prácticamente todos los grandes biomas del planeta ya que en el país se distribuye el gran bioma de los bosques tropicales (Imagen 4), siendo éstos los ecosistemas más biodiversos del planeta (terrestre), su representación en México es motivo de privilegio y responsabilidad (Ceballos *et al.*, 2010). Estos bosques se agrupan en bosques tropicales húmedos (BTH) y bosques tropicales secos (BTS), se distinguen dependiendo de la disponibilidad de agua en su territorio, presentando características particulares de estructura, fisonomía y funcionalidad (Koleff *et al.*, 2012).

Los BTH se encuentran dentro de la zona climática húmeda tropical (precipitación de más de 1500 mm/año, temperatura promedio anual superior a 18° C) y pueden variar por diferencias en variables climáticas (temperatura y precipitación) y en características del suelo (drenaje, pH, profundidad) (Louman *et al.*, 2001). Estos bosques presentan amplia diversidad específica (Gaston, 2000) (>40 especies arbóreas por ha con un DAP>10 cm; Lamprecht (1990), menciona incluso de 60-80 especies/ha). La mayoría de las plantas presentan hojas grandes y consistencia dura, color verde oscuro y bordes enteros. Las diversas alturas de los individuos permiten inferir la existencia de varios estratos, la vegetación herbácea es escasa y hay poca hojarasca sobre el horizonte superficial. El crecimiento y producción de plantas es continuo y es posible encontrar individuos en floración en cualquier época del año. Están ubicados en áreas con más de 1000 mm de precipitación anual, temperatura media anual mayor a 24° C y en altitudes inferiores a los 1300 m (Louman *et al.*, 2001).

Estas características generales pueden variar entre regiones, bosques y fases de desarrollo. La enorme riqueza de especies y formas de vida en el BTH y sus interacciones son una de las características más evidentes de estos bosques, pero que a la vez, dificultan su definición y clasificación (Louman *et al.*, 2001).



Imagen 4. Bosque tropical, Turicato, Michoacán

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

Estos bosques merecen atención especial ya que los cambios demográficos, económicos y sociales continúan ejerciendo una presión considerable sobre la cubierta forestal de estas comunidades (Achard *et al.*, 2002)

Los BTS comprenden bosques caducifolios y subcaducifolios que crecen en áreas tropicales sujetas a una severa estacionalidad climática. Estos bosques reciben alrededor de 80% de la precipitación durante cuatro meses, a lo largo de los cuales la media de precipitación puede sobrepasar los 200 mm por mes. En el otro extremo, el periodo de sequía se prolonga entre 5 a 6 meses al año. Durante este periodo la precipitación raramente supera 10 mm mensuales que determina una de las

características más conspicuas de los BTS: la fenología distintiva de la mayoría de plantas, ligada a la pérdida estacional de las hojas y del bosque en general, con una época sin hojas durante la estación seca y una fisionomía de bosque siempreverde a lo largo de la estación lluviosa (Espinosa *et al.*, 2012). Durante esta época una alta proporción de especies (entre 30 y 60%) liberan pequeñas semillas resistentes a la desecación que son dispersadas por viento. En general estas especies son poco vulnerables a la fragmentación ya que pueden colonizar zonas abiertas y dispersarse a distancias considerables. Aunado a esto, los bosques secos tienen mayor proporción de especies con capacidad de rebrote que los bosques húmedos, por lo que tienen mayor capacidad de recuperarse después de un disturbio; al conservar parte de la composición inicial y al usarse recursos almacenados en las raíces, la regeneración del bosque es mucho más rápida (Koleff *et al.*, 2012).

A pesar de la elevada diversidad que albergan los bosques tropicales en México, se encuentran sometidos a un gran número de amenazas, afirmando que no se encuentran debidamente protegidos, optando por diferentes métodos de conservación y protección (Cayuela y Granzow de la Cerda, 2012; Koleff *et al.*, 2012).

Los bosques tropicales ofrecen servicios de suministro, regulación y culturales que son fundamentales para el bienestar de las sociedades que los habitan. La gran extensión y biodiversidad de estos bosques contribuyen a que ofrezcan servicios indispensables para la sociedad, los cuales están siendo constantemente modificados por decisiones de manejo. Las intervenciones como la restauración o los pagos por servicios ambientales, pueden ayudar a recuperar o mantener los servicios; sin embargo, es importante considerar las limitaciones de estos programas (Balvanera, 2012).

2.2.2 Bosques Templados en México

Los bosques templados se caracterizan por su vegetación arbórea; pinos (Imagen 5), encinos, demás coníferas y angiospermas, se establecen por encima de la cota de los 3000 m.s.n.m., y su composición florística se determina principalmente por el clima (Granados-Sánchez *et al.*, 2007; Endara *et al.*, 2011; 2013); variable determinante a escala regional y local (microclima), que prescribe significativamente la distribución local de las especies y comunidades, relacionados directamente con la escala de tiempo y espacio donde interactúan fisiológicamente las coníferas adaptadas al ambiente invernal húmedo y estival seco (Spurr y Barnes, 1980). Forman parte de las principales cordilleras del Sistema Volcánico Transmexicano (Demant, 1978; Bocco *et al.*, 2000), con presencia distintiva de los Volcanes; Nevado de Colima, Iztaccíhuatl, Popocatepetl, Nevado de Toluca (Xinantécatl) y Pico de Orizaba (Demant, 1978). En torno al volcán Xinantécatl, se ubican extensos bosques templados los cuales desempeñan importantes funciones de servicios ambientales locales y regionales (Endara *et al.*, 2011).

2.2.2.1. Bosque de coníferas y latifoliadas

Las gimnospermas (Imagen 6) comprenden alrededor de 900 especies, la mayoría localizadas en el hemisferio norte, alrededor de 60% son coníferas. Son comunidades de vegetación siempre verde. Entre sus distintos tipos, los bosques de oyamel, con comunidades vegetales densas y altas (hasta de 30 m), se distribuyen en las zonas de mayor humedad y frío, entre los 2 000 y 3 400 m de altitud (Challenger y Soberón, 2008). La riqueza aproximada de especies de pinos a nivel mundial es de 111 especies. En México y América Central se localizan alrededor de 46 especies de pinos, con diversas variedades y formas (Perry et al., 1998). México es un centro secundario de diversidad de *Pinus* al contar con cerca de 42% de las especies y un alto porcentaje de endemismos (>55%) concentrados en islas biogeográficas.

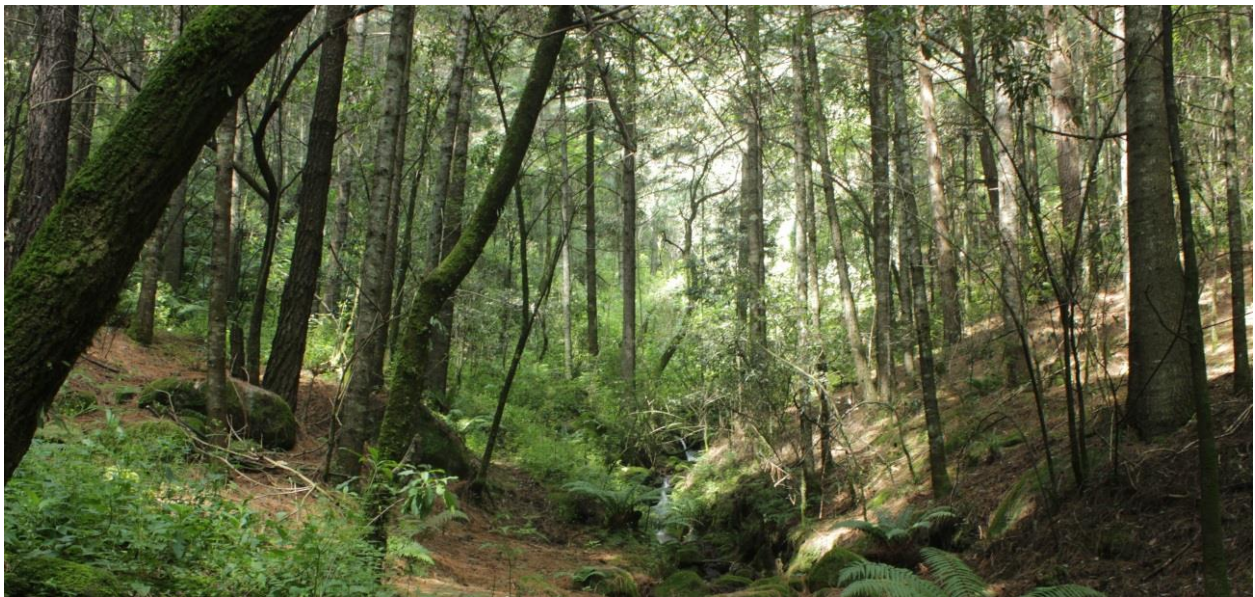


Imagen 5. Bosque de oyamel-pino, Isidro Fabela, Estado de México

Fotografía: Estrada-Valdés, G.



Imagen 6. Bosque templado de *Pinus hartwegii*, Nevado de Toluca

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

Los pinos tienen gran importancia ecológica, económica y social. A menudo son el componente dominante de la vegetación (Waring, 2002), influyen en los procesos funcionales del ecosistema, tales como los ciclos biogeoquímicos, hidrológicos, los regímenes de fuego, son hábitat y fuente de alimento para la fauna silvestre. (Sánchez-González, 2008). Se encuentran en todas las serranías del país, formando bosques de altura y densidad muy variables, de escasa diversidad, ya que muchos de estos bosques son monoespecíficos o bien están dominados por un reducido número de especies.

En los bosques de cedros, predomina el género *Cupressus*, este suele mezclarse con otros géneros (especialmente *Pinus*, *Quercus* y *Abies*); se desarrolla en microclimas más húmedos entre las grandes masas de bosques de pino, en las principales sierras del oeste y sur del país (Challenger y Soberón, 2008).

Los bosques de encino son comunidades propias de las regiones templadas, éstos se engloban dentro de los bosques templados (Ignacio-Ruiz *et al.*, 2014: Encina *et al.*, 2009) subtropicales del hemisferio norte y en particular de las zonas montañosas de México (Encina *et al.*, 2009). Engloba a una amplia gama de comunidades de composición florística, estructura y afinidades ecológicas muy diferentes, cuyo rasgo común es la dominancia de especies arbóreas de *Quercus*, en la Sierra Madre Occidental se registran desde los 340 msnm, sobre lomeríos rodeados por bosque tropical caducifolio, hasta los 2900 msnm en zonas frías de la sierra. El clima: templado subhúmedo, semicálido subhúmedo y semiseco templado con temperaturas medias anuales de 12 a más de 18 °C, precipitación anual promedio entre 700 y 1700 mm. La época seca va de 0 a 9 meses (González-Elizondo *et al.*, 2012).

Particularmente en el Estado de México, este tipo de bosque (junto con los bosques de pino – encino) ocupan el 65 % de la superficie forestal, sin embargo, se encuentra dentro de los primeros cinco estados con mayor grado de pérdida de su cobertura vegetal. La diversidad de encinos en México está representada aproximadamente por 150 especies, de los cuales al menos 15 son endémicas (subgéneros, *Lobatae* o *Leucobalanus*, *Quercus* o *Erythobalanus*) (Ignacio-Ruiz *et al.*, 2014).

En el Estado de México, los bosques de encinos son los más explotados en la industria forestal, suelen hacerlo de una forma no sustentable para la elaboración de carbón y madera, lo cual provoca que estos bosques tiendan a etapas de sucesión secundarias y que desemboquen en una actividad agrícola o pecuaria. En los últimos años se ha intensificado su explotación debido al aumento en la demanda de diversas materias primas (Ignacio-Ruiz *et al.*, 2014).

2.3. Silvicultura

La silvicultura (*del latín silva o sylva, que significa lo silvestre, la selva, el bosque*) se ocupa del cultivo y manejo de los bosques (Imagen 9). Contando con las limitaciones de la ecología, la economía y la política, puede calcularse que la aplicación de principios silviculturales demostrados puede todavía duplicar y quizá triplicar la productividad de los bosques comerciales; para llevarlo a un estado económicamente rentable, durante el cual se cultivan, cosechan y renuevan los productos forestales de un bosque, implicando una planificación a largo plazo con base en información científica (Ford-Robertson 1971; Lampreth, 1990; Louman *et al.*, 2001; Granados-Sánchez *et al.*, 2008). Actualmente se han generado numerosas iniciativas para fomentar la elaboración de planes de ordenación forestal destinados a incrementar los ingresos de las comunidades forestales (Granados-Sánchez *et al.*, 2008).

2.4. Manejo Forestal

En la década pasada el manejo forestal sustentable se convirtió en el paradigma dominante para la discusión del aprovechamiento forestal y la protección mundial. La mayor parte de los criterios utilizados para la evaluación de los Programas de aprovechamiento forestal sustentable (Imagen 7 y 8) se direccionan al manejo en bosques templados y tropicales (Cubbage *et al.*, 2010).

En México gran parte de los bosques templados carecen de programas de manejo forestal, sin embargo se realizan explotaciones forestales. En la actualidad, el debate acerca del uso racional de los recursos naturales mundiales ha alcanzado niveles

importantes en la opinión pública internacional. Prueba de ello, es la “Cumbre de la Tierra” en Río de Janeiro con sus consiguientes secuelas.

En países industrializados, el debate acerca del uso de los recursos forestales influye de manera decisiva en la política interior de esos países, por los niveles de producción y consumo involucrado, teniendo efectos globales en la economía y el ambiente (Dávalos, 1996; Cabbage *et al.*, 2010). En muchos países desarrollados el dinero es invertido en el mejoramiento de sus ecosistemas, a pesar de existir una disminución en la rentabilidad económica inmediata, generada por el aprovechamiento forestal. Por el contrario, en los países en vías de desarrollo, donde la mayor parte de los bosques primarios todavía permanecen, las políticas públicas suelen centrarse en las demandas económicas, dejando de lado la preservación de sus ecosistemas forestales (Gea-Izquierdo *et al.*, 2004).



Imagen 7. Ejidatarios de Coatepec Harinas, realizando aprovechamiento forestal

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

Saunders *et al.* (1991), Vitousek *et al.* (1997) y Child (2004) mencionan que en décadas recientes, las actividades humanas se han convertido en la principal causa de disturbios en los ecosistemas naturales, incluyendo la destrucción, fragmentación y degradación de los hábitats, causando cambios en la estructura y función de los ecosistemas. Endara *et al.* (2012), evaluaron el efecto de la perturbación humana sobre la estructura y la regeneración de los bosques en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México.

Acosta *et al.* (2011), evaluaron el efecto del aprovechamiento forestal sobre la variación morfológica de *Juglans pyriformis*, en San José Buenavista, Veracruz, ya que sus poblaciones forestales se han reducido por actividades agropecuarias y de aprovechamiento forestal maderable, esto basado en la extracción de individuos fenotípicamente superiores. Esta población estuvo bajo manejo forestal por tres años (2000-2003) mediante el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), con cortas selectivas individuales como tratamiento principal para el aprovechamiento de *Juglans pyriformis* (cedro-nogal).

Sola *et al.* (2016) mencionan que las prácticas de manejo forestal alteran las condiciones ambientales y las estructuras forestales y pueden afectar la diversidad genética de la población, aun así, mencionan que estas prácticas pueden ser autosustentables si se comprende el impacto que éstas generan en la diversidad de los bosques. Por lo tanto, la comprensión de las consecuencias en las alteraciones de la estructura genética dentro de la población es crucial para la conservación de los recursos genéticos forestales mediante un manejo apropiado.



Imagen 8. Residuos derivados del aprovechamiento

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

Villegas et al. (2009), describen que los tratamientos silvícolas a menudo son necesarios en bosques tropicales, donde la tala de árboles mejora las tasas de crecimiento, direccionado hacia especies comerciales, favoreciendo la recuperación e incrementando el volumen (madera) de aprovechamiento, para la obtención de su objetivo, para lo cual plantearon cuatro tratamientos silvícolas: de bajo impacto, intensidad media, intensiva y sin tratamiento (no talar árboles), derivado del análisis realizado se identificó que los organismos expuestos a mayor intensidad de luz, mostraban un incremento en el crecimiento del tallo, para el tratamiento de silvicultura intensiva, se registró un incremento del 50% en incremento del tallo. En conclusión los tratamientos silvícolas tienen efectos positivos en las tasas de crecimiento de los

futuros árboles de cultivo con el uso de técnicas de extracción adecuadas, para bosques tropicales.

2.5. Dinámica en la apertura de claros

La apertura de claros en el dosel es el tipo de perturbación natural dominante en muchos ecosistemas forestales, caracterizan la estructura y los cambios del bosque (Imagen 9) a través de la regeneración en los claros (Seidel *et al.*, 2015; Muscolo *et al.*, 2014; Kellner *et al.*, 2009). Éstos se definen como pequeñas aberturas formadas en el dosel del bosque, generalmente ocupan una superficie determinada (>0.1 ha) (Yamamoto, 2000) y se extienden a través de todas las capas de la vegetación circundante (Brokaw, 1982); éstos pueden variar en tamaño, forma y tiempo de establecimiento (Kucbel *et al.*, 2009), son formados por diversas actividades humanas (aprovechamientos forestales, extracción y quemas preescritas) y varios procesos biológicos (caída de ramas, árboles, plagas forestales e incendios naturales) (Rebbeck *et al.*, 2017; Kellner *et al.*, 2009; Yamamoto, 2000; Schnitzer y Carson, 2000; Hartshorn, 1978), implicados en la diversidad de especies; asociados a la heterogeneidad en las propiedades del suelo y el microambiente, provocando competencias en las primeras etapas de desarrollo (plántulas). Algunas condiciones (tendencias latitudinales, el ángulo, la intensidad de la radiación solar, la precipitación, la temperatura y la distribución de nutrientes en el suelo y vegetación) a lo largo de los gradientes ambientales (temporales), podrían repercutir en la especialización (Page y Cameron, 2006; Ricklefs, 1977) y baja diversidad por alta competencia. La mayoría de las especies (Bosques tropicales y templados) dependen de la formación de un claro

para su desarrollo (Zimmerman y Kormos, 2012; Denslow, 1980; Hartshorn, 1978) y reclutamiento de individuos jóvenes (de Römer *et al.*, 2007).



Imagen 9. Apertura de claros mediante prácticas silvícolas

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

2.6. Gremios ecológicos

Las especies difieren en sus necesidades ecológicas en cuanto a recursos ambientales (Imagen 10), como nutrientes del suelo, agua y luz (Fredericksen *et al.*, 2001). La luz afecta las posibilidades de crecimiento y establecimiento de la regeneración, por ello, es importante clasificar a las especies en función de su naturaleza y de acuerdo a esto elegir las técnicas silviculturales apropiadas para su manejo. Las especies generalmente se organizan por grupos de acuerdo a sus semejanzas en cuanto a requerimientos ambientales. Estos grupos de especies arbóreas se denominan “gremios ecológicos” Se agrupan en esciófitas parciales y totales, heliófitas durables y efímeras. Una de las características ecológicas para la división por gremios es la

necesidad de luz y tolerancia a la sombra (Tello y Flores, 2010; Poorter y Rose, 2005; Fredericksen *et al.*, 2001).



Imagen 10. Dosel del bosque

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

2.6.1. Esciófitas

Las esciófitas parciales se establecen bajo cualquier condición de luz (al contrario de las heliófitas) y se regeneran en cualquier fase del ciclo de sucesión biológica y no requieren de grandes alteraciones para regenerarse, pero dependen de la pronta formación de claros para sobrevivir y crecer en el dosel del bosque, las semillas pueden germinar (las plántulas se establecen) a baja intensidad de luz, su crecimiento (desarrollo) es más lento y la inversión energética en la creación de estructuras más duraderas (maderas pesadas y densas) es mayor (Tello y Flores, 2010; Poorter y Rose, 2005; Fredericksen *et al.*, 2001).

Las esciofitas totales son completamente tolerantes a la sombra, capaces de sobrevivir varios años bajo el dosel del bosque y hasta crecer en estas condiciones (Fredicksen *et al.*, 2001)

2.6.2. Heliófitas

Las heliófitas durables son especies intolerantes a la sombra que se establecen en ambientes alterados, pero que son de larga vida y ocupan posiciones en la parte alta del dosel del bosque, de rápido crecimiento, con una capacidad fotosintética intermedia, asociados principalmente a la apertura de claros, favoreciendo la germinación y establecimiento de plántulas. Producen maderas moderadamente livianas y pesadas (Tello y Flores, 2010; Poorter y Rose, 2005; Fredericksen *et al.*, 2001).

Las heliófitas efímeras son especies muy intolerantes a la sombra sus sistemas fotosintéticos son muy ineficientes bajo ambientes de sombra y sin capacidad de regeneración bajo estas condiciones, se presentan en ambientes de sucesión temprana y sobreviven por corto tiempo (Tello y Flores, 2010; Fredericksen *et al.*, 2001).

3. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la estructura y composición de un bosque bajo aprovechamiento forestal.

3.1. Objetivos Específicos

- Determinar la abundancia y dominancia de las especies forestales en áreas con y sin aprovechamiento forestal.
- Analizar la frecuencia de árboles de importancia forestal en el sitio de estudio.
- Categorizar la regeneración forestal por gremios ecológicos.

4. HIPÓTESIS

Los bosques bajo manejo forestal presentan un incremento en la abundancia de árboles en categorías de diámetro menor, en respuesta a la extracción de individuos de diámetro mayor, asociado a la apertura de claros en el dosel, mostrando diferencias significativas en la estructura y composición forestal, inter e intraespecífica entre sitios con y sin aprovechamiento forestal.

5. JUSTIFICACIÓN

El ejido de Palo Seco, Coatepec Harinas, Estado de México, es propuesto para el desarrollo de la investigación, ya que cumple con los dos sectores de importancia; sitios con y sin aprovechamiento forestal, con la finalidad de estudiar los tiempos de recuperación adecuados en términos de estructura y composición del bosque y su relación con los gremios ecológicos y la regeneración forestal.

6. MATERIALES Y MÉTODO

6.1 Zona de Estudio

El municipio de Coatepec Harinas (Figura 1) presenta una latitud mínima es de 18°48'08" y máxima de 19°04'43"; con una longitud mínima de 99°42'03" y máxima de 99°53'34"; altitud de 2 260 metros. Se ubica Al norte con los municipios de Temascaltepec, Zinacantepec y Toluca; al este con los municipios de Toluca, Villa Guerrero, Ixtapan de la Sal y Zacualpan; al sur con los municipios de Zacualpan y Almoloya de Alquisiras; al oeste con los municipios de Almoloya de Alquisiras, Texcaltitlán y Temascaltepec. Su integración territorial está representada por 62 localidades: Pueblos (8), Rancherías (14), Caseríos (22) y otras localidades con y sin categoría administrativa (18). Su rango de temperatura va de los 6 a los 20°C y una precipitación media anual de 1100 a 2000 mm. El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad (79.53%), semifrío subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad (14.67%) y semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de humedad media (5.8%) (IGECEM, 2012).

.El Área de Estudio corresponde al Ejido de Palo Seco (Figura 1.), el cual comprende un área de 577.69 ha en su totalidad y de las cuales, 435.75 ha están bajo condiciones de aprovechamiento forestal.

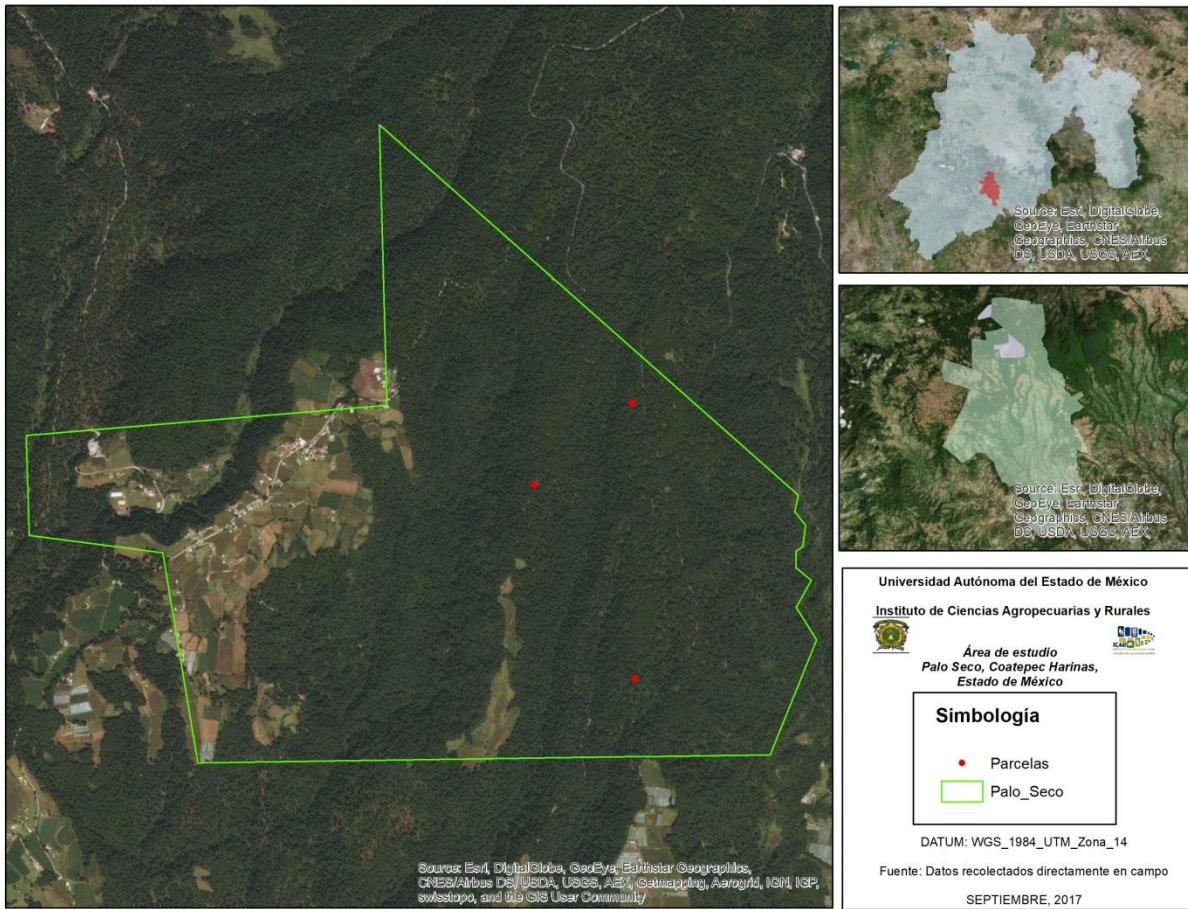


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo; 2007, 2010 y 2015.

Elaboró: Vázquez-Lozada, S.

6.2 Establecimiento de las parcelas de muestreo

Se determinó el tamaño de muestra modificando el método de Lamprecht (1986) y Valdez (2002), en 1 hectárea (ha), para cada sitio de interés con aprovechamiento (2007, 2010, 2015) y sin aprovechamiento forestal (Sm). La ha.; se subdividió en 25 subparcelas de 20 m x 20 m (400 m²) estas a su vez en otras dos; 1) 10 m x 10 m (100 m²) y 2) 5 m x 5 m (25 m²).

Para la colocación de las subparcelas, se posicionó el clinómetro en el punto de control utilizando el azimut en orientación X y Y con la finalidad de cerrar un cuadrado perfecto,

asimismo se realizó la corrección de pendiente correspondiente para evitar sesgos en la medición.

Para mediciones individuales en las subparcelas de 400 m² se tomó el registro:

Diámetro a la altura del pecho a 1.3 de altura (DAP), con ayuda de una cinta diamétrica, altura total (AT), altura comercial (AC), altura de fuste limpio (AFL) y calidad (Ca); información requerida para los individuos fustales (>7.5 cm de DAP).

En las subparcelas de 100 m² se cuantificaron los individuos juveniles (> 2.5 cm de DAP < 7.5 cm de DAP y > 1.5 m de altura) y latizales (\geq 1.5 m de altura y menores a < 2.5 cm de DAP). Para la parcela de 25 m² se cuantificaron los brinzales (< 1.5 m de altura \geq 30 cm de altura), plántulas (< 30 cm de altura > 10 cm de altura) y pequeñas plántulas (< 10 cm de altura), en ambas se registraron por importancia de individuo.

Se realizó el análisis descriptivo de los resultados y posteriormente se aplicó un análisis estadístico; ANOVA de una vía, para identificar si existen diferencias significativas por especie y estadio en los años (sitios) de manejo forestal. Para la AT y AFL se realizó un análisis por medio de intervalos de confianza, con la finalidad de obtener los datos dasonómicos para el bosque de Palo Seco, para Ca únicamente se realizó el porcentaje total para identificar la calidad representativa de los árboles remanentes.

6.2.1. Composición

La identificación de las especies de importancia forestal se realizó mediante identificación taxonómica (Rzedowski, 2006), posteriormente se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) a través de los valores de abundancia, dominancia y frecuencia (absoluta y relativa) de cada especie (Lamprecht, 1990), así como las

distribuciones de abundancia de árboles por categoría diamétrica, mediante la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA) de una vía; para identificar si existen diferencias significativas entre las especies de importancia forestal.

6.2.1.1. Diversidad y riqueza

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Simpson y Margalef y para la diversidad alfa el índice de Shannon-Wiener, (López-Hernández *et al.*, 2017; Magurran, 2004). Con este último se determinó la heterogeneidad de la comunidad con base en dos factores; el número de especies presentes y su abundancia relativa (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008); se utilizó el índice de similitud de Sorensen, para identificar la homogeneidad que existe entre los diferentes años de aprovechamiento.

6.2.2. Estructura

La estructura vertical se describió tomando en cuenta los estratos del bosque con base en las especies dominantes (frecuencia) por sitio, a través de una prueba de ANOVA de una vía, para identificar diferencias significativas en los estratos verticales. La estructura horizontal se representó mediante la distribución espacial y la abundancia de individuos por categoría diamétrica.

7. RESULTADOS

7.1. Artículo

Forest harvesting impacts on the structure and composition of coniferous forests in Mexico

Estrada-Valdés Giovanni^a, Endara-Agramont Angel Rolando^{a*}, Monroy-Vilchis Octavio^a, Vázquez-Lozada Santiago^a, Fredericksen S. Todd^b, Pérez-Suárez Marlín^a

E-mail: giovannilmdmec@gmail.com, tavomonroyvilchis@gmail.com, dra.marlinperez@gmail.com,

^bFerrum College, Life Science Division, 80 Wiley Drive, Ferrum, VA 24088, USA

E-mail: tfredericksen@ferrum.edu

***Corresponding author**

^aUniversidad Autónoma del Estado de México (UAEMex), Instituto Literario No. 100. C.P. 50000 Col. Centro, Estado de México, México.

E-mail: rolandoendara@hotmail.com

Abstract

The effect of forest harvesting on the composition and structure of a temperate coniferous forest in Mexico was evaluated after harvesting from 2007-2015. In this forest, we identified seven families and eight species. The dominant species is *Pinus pseudostrobus*. Harvesting was oriented towards increasing the abundance of the dominant pine species resulting in the diversity of other species favoring the establishment of a monospecific forest. Forest structure following harvesting showed a gradual recovery in the number of individuals in each diameter class, but the diameter

increment may not necessarily guarantee a sustainable harvest because cutting cycles appear to be too short. The size of harvesting gaps and overall forest cover determine the presence and/or abundance of regeneration (small seedlings, seedlings, saplings, large saplings and young trees). Establishment of *Pinus pseudostrobus* and *Ilex discolor* were determined by ecological groups.

Key words: Canopy gaps, Forest structure, Ecological groups, *Pinus pseudostrobus*.

1. Introduction

Sustainable forest management involves decisions and activities about harvesting forest resources according to best management practices integrated with forest conservation and economic development and social needs, both direct (wood products) and indirect (carbon fixation, aesthetics and soil protection) (Aguirre, 2015; MacDicken, 2015; Cubbage *et al.*, 2010; Wunder *et al.*, 2007).

Sustainable forest management is necessary in temperate and tropical forests (Keenan *et al.*, 2015; Villegas *et al.*, 2009) to conserve biodiversity and maintain forest composition and structure, as well as ecosystem function (Hernández-Salas *et al.*, 2013). Forest harvesting can degrade forest structure (Hernández, 2007; Kuuluvainen, 1994), cause soil erosion (Chediack, 2008) and negatively alter forest composition (Bonilla-Luna *et al.*, 2011; Fredericksen and Putz 2003). It may also, however, be fundamental for the conservation of forest ecosystems (Corral *et al.*, 2005; Gadow *et al.*, 2004) by increasing tree growth rates and recruitment of regeneration through gap dynamics (Barrette *et al.*, 2017; Kuuluvainen, 1994).

Forest ecosystem structure is described by tree distribution (López-Hernández *et al.*, 2017; Motz *et al.*, 2010). Vertical forest structure describes the distribution of forest biomass stratified by tree height and often defined by functional ecological groups. (Guzmán-Gutiérrez, 1997) while horizontal stratification is determined by the number of individuals by diameter class and spatial arrangement (Ramos, 2004).

Forest composition is determined by environmental factors including geographic position, climate, soils, topography, and forest dynamics (Rozas, 2001; Bergeron and Harvey 1997), as well as the ecological traits of tree species (Louman *et al.*, 2001). The goal of forest management is to manage forests for forest products while optimizing forest species composition (Del Río, 2003, Aguirre *et al.*, 2015; Motz *et al.*, 2010).

In Mexico, forest ecosystems occupy a large land area (65 million ha) (Challenger and Soberón, 2008), approximately half of which are temperate forests (Torres-Rojo *et al.*, 2016). These forests are characterized by pines (Figueroa-Rangel *et al.*, 2008), firs, oaks and other broadleaved species (Merino and Martínez, 2014), the composition of which is determined by climate and soil type (Endara-Agramont *et al.*, 2011; 2013; Granados-Sánchez *et al.*, 2007). These forests are part of the Transmexican volcanic system (Bocco *et al.*, 2000; Demant, 1978).

These forests have long been subjected to a variety of human disturbances, such as logging and fire, causing changes to forest structure and species composition (Sola *et al.*, 2016; Keenan, 2015; Endara-Agramont, 2012; Challenger and Soberón, 2008; Ramos *et al.*, 2008; Onaindia *et al.*, 2004). In addition, forest harvesting under the concept of common property land management (agrarian centers) has been typical. Land use practices and natural resource management have been regulated by these

agrarian centers under their rules and traditions (Dalle *et al.*, 2006), but has also led to a reduction of species of economic importance (Hernández-Salas *et al.*, 2013; Solis *et al.*, 2006; Bauhus *et al.*, 2009).

The objective of this study was to determine the effect of timber harvesting on forest structure and composition of temperate forests in Central Mexico, as well as their capacity for recovery, under the current management system with agrarian centers.

2. Methods

2.1. Study site

The study area was located in the Ejido Palo Seco Municipio de Coatepec Harinas in the state of Mexico covering an area of 578 ha, of which 436 ha is subjected to forest harvesting.

2.1.1. Harvesting

Harvesting was carried out by selecting individual trees in all categories (> 7.5 cm DBH) and using directional felling with a chainsaw. The extraction rates were: in 2007(2736.3 m³ in 27.02 ha), 2010 (2539.9 m³ in 53.3 ha) and 2015 (2,662.7 m³ in 30.39 ha).

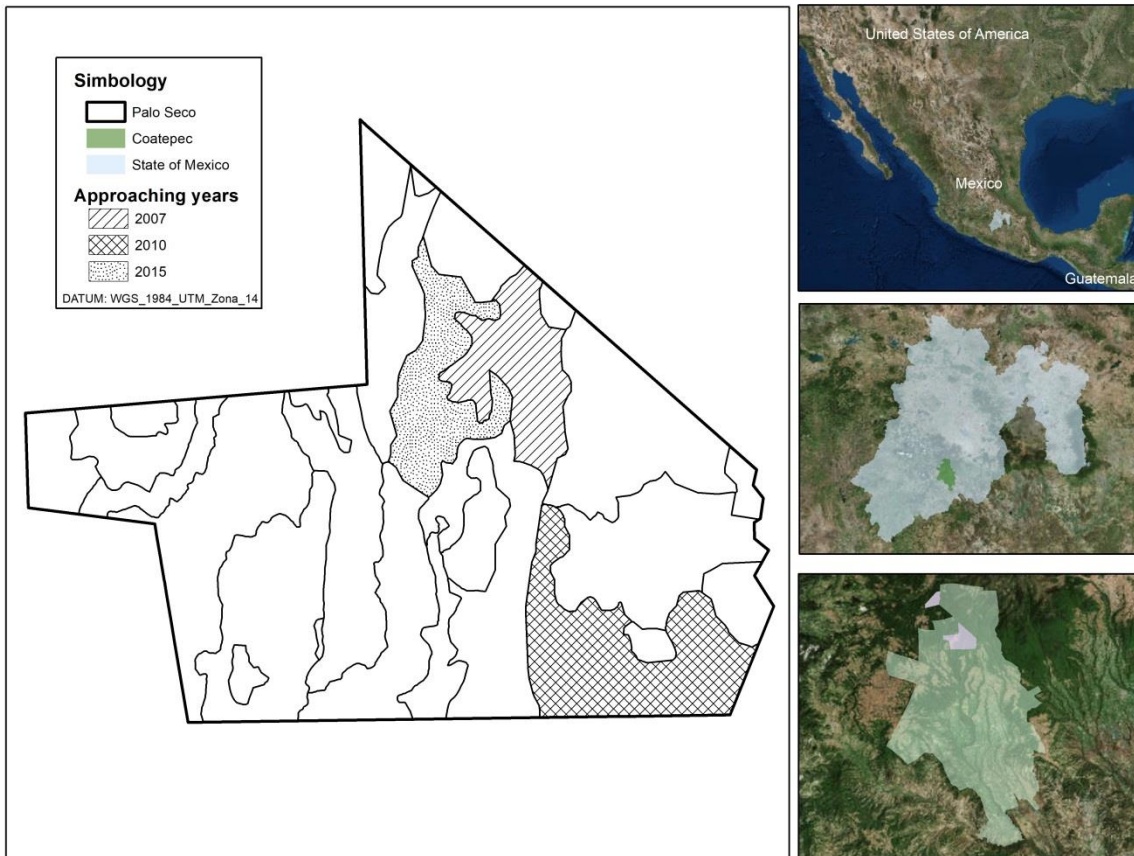
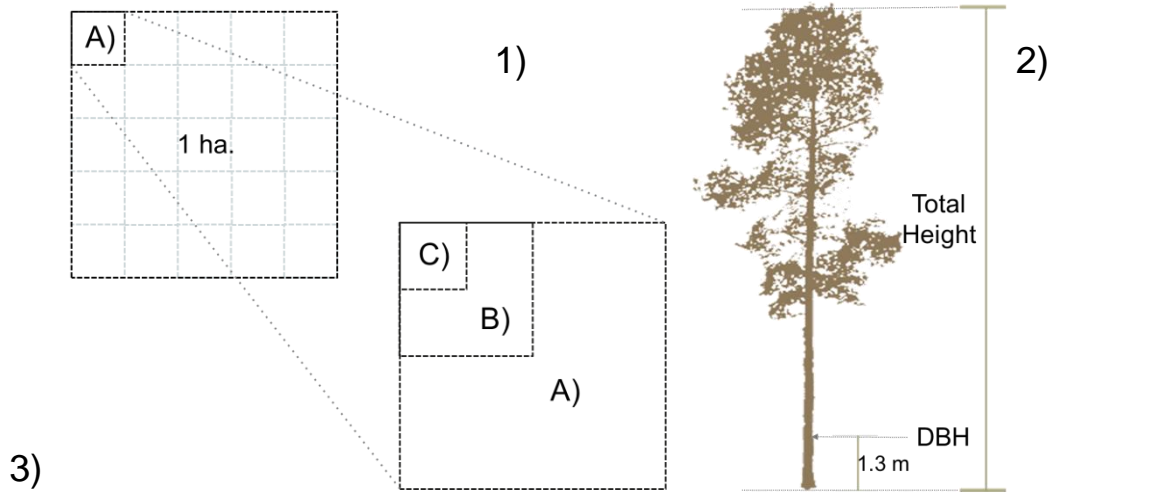


Figure. 1. Study area - Ejido Palo Seco, Coatepec Harinas in the state of Mexico and map of harvested areas in 2007, 2010 and 2015.

2.2 Sampling

Sampling of forest composition and structure was conducted based on the methodology of Valdez (2002) and Lamprecht (1990) on three different sites (one ha⁻¹ each one): 2007, 2010, and 2015. The location of the plot was selected using a random walk to select the mooring point for the plot.



Samplings plots				
Code	Surface (m)	Area (m ²)	Categories	Categories description
A	20 x 20	400	Trees	≥7.5 cm DBH
B	10 x 10	100	Small trees	≥ 2.5 cm de DBH < 7.5 cm; DBH and ≥ 1.5 m height
			Large saplings	≥ 1.5 m height and < 2.5 cm DBH
C	5 x 5	25	Saplings	< 1.5 m height ≥ 30 cm height
			Seedlings	< 30 cm height ≥ 10 cm height
			Small seedlings	< 10 cm height

Figure 2. 1) Sampling design with a 1-ha plot with 25 subplots sampled during each harvest year. 2) Tree measurements for total height and DBH. 3) Sampling plots were distributed based on tree size classes

2.3. Species Composition

An importance value index (IVI) was calculated based on values of relative abundance, dominance and frequency for each species (Lamprecht, 1990). In addition, abundance of individuals for tree diameter classes was calculated and subjected to a one-way analysis of variance to test for differences among commercial tree species.

2.4. Species richness and diversity

Species richness was estimated using Simpson's and Margalef's indices and species diversity with the Shannon-Wiener index (López-Hernández *et al.*, 2017; Magurran,

2004). The Sorensen index of similarity was also used to compare forest communities in different years following harvesting.

2.5. Forest structure

Vertical structure was determined using counts of trees of the dominant species for each harvesting year and a one-way analysis of variance was carried out to test for differences among harvesting years. Horizontal structure was evaluated based on the spatial distribution of trees and the abundance of individuals by diameter class.

3. Results

3.1. Species composition

The sampling plot contained eight species of commercial tree species in seven families including: Aquifoliaceae (*Ilex discolor*), Betulaceae (*Alnus jorullensis*), Clethraceae (*Clethra mexicana*), Cupressaceae (*Cupressus lindleyi*), Fagaceae (*Quercus laurina*), Pinaceae (*Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus*) y Salicaceae (*Salix* sp.). Pinaceae species were the most dominant (Table 1).

3.2. Importance value index

P. pseudostrobus was the most dominant species and had the highest IVI in each harvest sampling year with different codominant species in each of the three years: *A. religiosa* (2015), *A. jorullensis* (2010) and *Salix* sp. (2007). In each sampling year, *Q. laurina* only occurred in the understory (Table 1).

Species	Management Years									IVI****		
	2007			2010			2015			2007	2010	2015
	Ar*	Dr**	Fr***	Ar	Dr	Fr	Ar	Dr	Fr			
<i>Pinus pseudostrabus</i>	88.1	93.4	100	76	88.5	100	82	93.4	100	281.5	264.5	275.4
<i>Abies religiosa</i>	5.65	2.12	52	1.1	0.28	20	10	4.34	64	59.77	21.38	78.34
<i>Alnus jorullensis</i>	1.54	0.85	16	12	6.63	80	2.6	1.17	16	10.38	98.63	19.77
<i>Salix sp.</i>	4.45	1.24	52	1.1	0.15	8	4.1	0.93	16	57.69	9.25	21.03
<i>Quercus laurina</i>	0.17	0.06	4	0.9	0.08	4	0.7	0.15	8	4.23	4.98	8.85
<i>Cupressus lindleyi</i>	-	-	-	8.1	4.32	8	-	-	-	-	20.42	-

Table 1. Importance value index for commercial tree species Palo Seco, Coatepec Harinas, Estado de México. *Relative abundance, **Relative dominance, ***Relative frequency, ****Importance value index.

3.3. Tree species richness and diversity

Species diversity estimated using the Simpson index (Table 2) showed that the lowest diversity occurred in 2007. The abundance of *P. pseudostrabus* was higher in 2007 than in 2010 or 2015.

Margalef's index (D_{mg}) showed a low diversity of species, perhaps because of human disturbance; 2007 (0.602), 2010 (0.97) y 2015 (0.71), with a dominance of *P. pseudostrabus*.

Trends over the sampling years in the Shannon-Wiener index (H') were 2007 (0.48), 2010 (0.82) y 2015 (0.65), coinciding with results from the Margalef and Simpson indices. Likewise, the Sorensen index had the following values for 1) 2007; 2010, 2) 2007; 2015 and 3) 2010; 2015, of 1) 0.83, 2) 0.97 and 3) 0.71, respectively.

Simpson's index before forest harvesting					
year 2007					
	<i>n</i>	<i>pi</i> ²	<i>N</i>	<i>D</i>	1- <i>D</i>
<i>A. jorullensis</i>	9	0.000205	593	0.78572	0.2142849
<i>A. religiosa</i>	33	0.003008			
<i>P. pseudostrobus</i>	524	0.78065			
<i>Q. laurina</i>	1	0			
<i>Salix</i> sp.	26	0.001852			
year 2010					
<i>A. jorullensis</i>	59	0.015792	466	0.60867	0.3913332
<i>A. religiosa</i>	5	0.0000923			
<i>C. lindleyi</i>	37	0.0061470			
<i>I. discolor</i>	2	0.0000092			
<i>P. pseudostrobus</i>	357	0.5865153			
<i>Q. laurina</i>	4	0.0000554			
<i>Salix</i> sp.	4	0.0000554			
year 2015					
<i>A. jorullensis</i>	7	0.000578	270	0.68804	0.3119648
<i>A. religiosa</i>	28	0.010409			
<i>P. pseudostrobus</i>	222	0.675506			
<i>Q. laurina</i>	2	0.0000275			
<i>Salix</i> sp.	11	0.0015145			

Table 2. Simpson's index of diversity before forest harvesting: *n* = tree density; *pi*² = square of proportional abundance; *N*= overall tree abundance; *D* = Simpson's *D*; 1-*D* = Simpson's diversity index.

3.4. Forest Structure

3.4.1. Horizontal Structure

Horizontal structure showed significant differences for *P. pseudostrobus* (*p*<0.05) among the three harvesting years (Figure 3), with 2007 having the largest differences in diameter distribution.

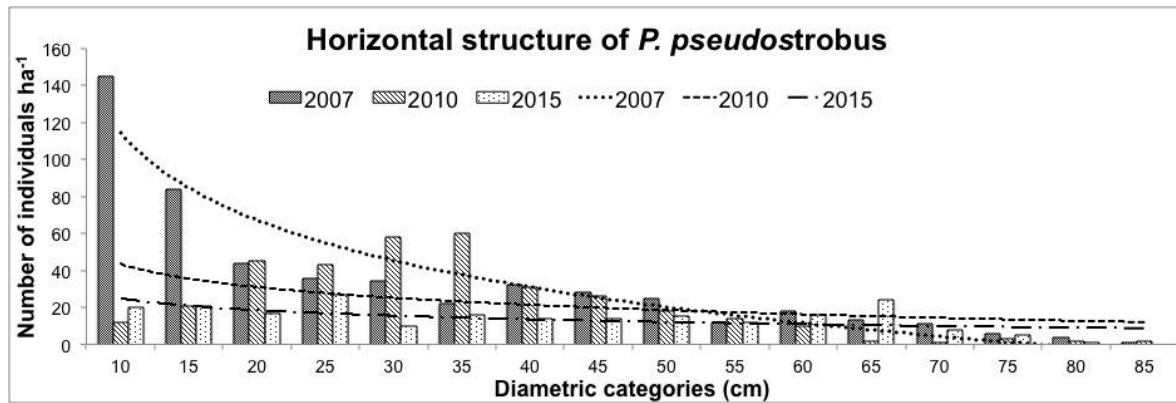


Figure 3. Horizontal structure of *Pinus pseudostrabus* in three different harvest years.

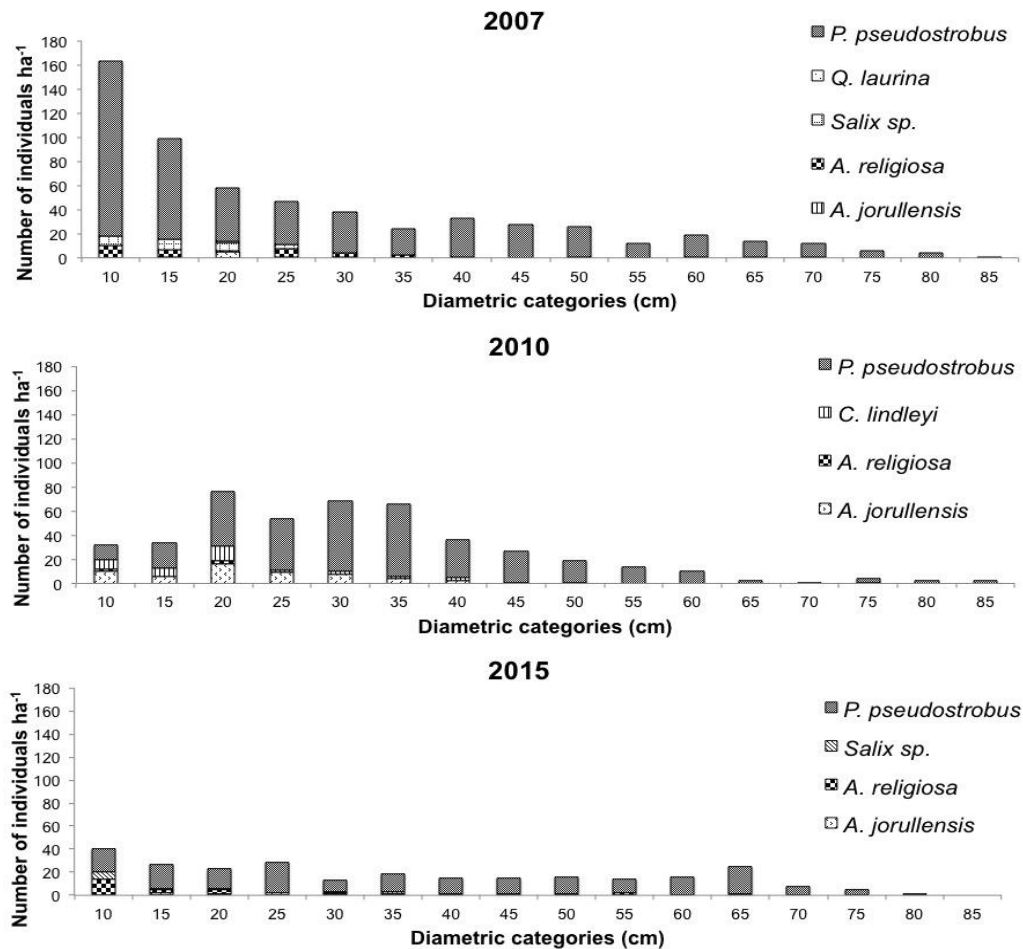


Figure 4. Horizontal structure characterized by diameter distribution in three years of harvesting (Ejido de Palo Seco, Coatepec Harinas)

Harvesting intensities increased over the three years: 2007 (17.63%), 2010 (29.17%) and 2015 (30.76%) with a direct impact on horizontal structure. The total removal of some deciduous species (*C. mexicana*, *A. Jorullensis*) in lower diameter classes favored the growth increments of dominant species, but reducing species diversity (Table 3).

The smaller diameter trees (<25 DBH) are used by local people for handicrafts, construction and firewood.

Diametric Categories (cm)	<i>P. pseudostrabus</i>			<i>Salix</i> sp.		<i>C. mexicana</i>	<i>A. jorullensis</i>	<i>A. religiosa</i>	<i>C. lindleyi</i>
	2007	2010	2015	2010	2015	2015	2015	2015	2010
Harvesting per categorie (%)									
10	2.68	69.23	9.09	33.33	14.29	100.00	100.00	6.67	11.11
15	11.58	54.35	12.50	50.00	75.00	100.00	33.33	0.00	0.00
20	26.67	51.09	19.05	0.00	0.00	100.00	95.24	0.00	0.00
25	12.20	18.87	12.90	-	100.00	-	33.33	-	0.00
30	24.44	25.64	33.33	-	0.00	-	0.00	0.00	0.00
35	31.25	7.69	36.00	-	33.33	-	-	0.00	0.00
40	33.33	24.39	50.00	-	100.00	-	-	0.00	0.00
45	20.00	10.34	30.00	-	100.00	-	0.00	-	-
50	28.57	30.77	42.31	-	-	-	-	0.00	-
55	42.86	17.65	47.83	-	-	-	-	0.00	-
60	45.45	41.18	42.86	-	-	-	-	-	-
65	18.75	33.33	14.29	-	-	-	100.00	0.00	-
70	31.25	87.50	42.86	-	100.00	-	-	-	-
75	0.00	0.00	37.50	-	-	-	-	-	0.00
80	33.33	75.00	0.00	-	-	-	-	-	-
85	0.00	0.00	-	-	-	-	-	-	-
90	100.00	100.00	-	-	-	-	-	-	-
95	0.00	0.00	-	-	-	-	-	-	-
100	0.00	0.00	100.00	-	-	-	-	-	-

Table 3. Harvesting intensity by species and diameter class.

3.4.2. Vertical structure

Harvest years (Figure 5) differed significantly in the lower canopy ($p < 0.05$); 2007 and 2015 data revealed a dominance of *P. pseudostrabus* ($p < 0.05$) and 2010 a codominance ($p > 0.05$) among *P. pseudostrabus*, *A. jorullensis* and *C. lindleyi*; the 2015 data reflecting reforestation efforts. The abundance of small trees of *A. religiosa* (an intermediate shade-tolerant species) in 2015 decreased as the canopy gaps increased.

The intermediate strata, (Figure 5) also showed significant differences among species ($p < 0.05$) in the three harvest year, with a dominance of *P. pseudostrobus* in 2010, 2015 and a codominance with *A. religiosa* in 2007. The canopy stratum was dominated by *P. pseudostrobus* ($p < 0.05$).

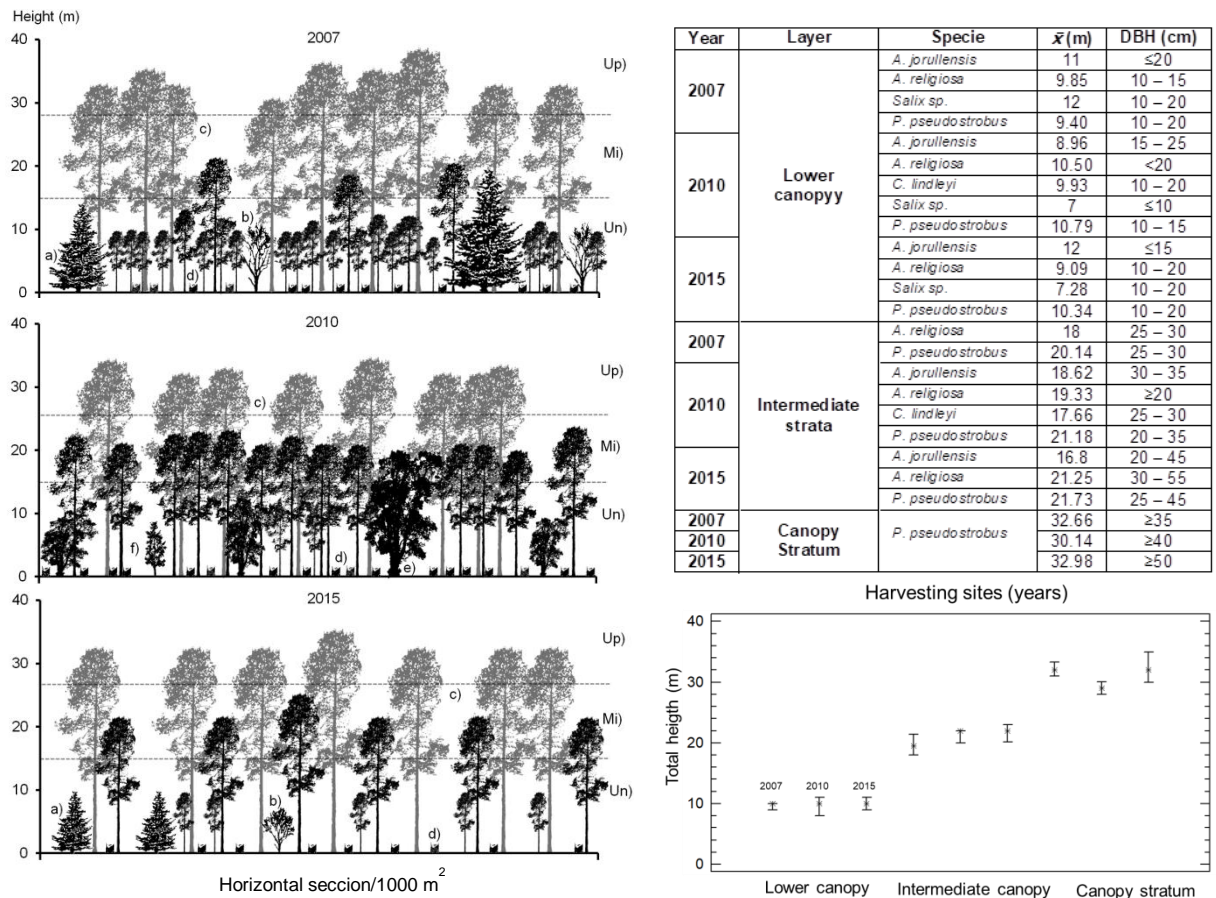


Figure 5. 1) Vertical structure following harvesting in three different years; a) *Abies religiosa*, b) *Salix sp.*, c) *Pinus pseudostrobus*, d) Tocón, e) *Alnus jorullensis*, f) *Cupressus lindleyi*; Strata; Un: lower canopy; Mi: intermediate canopy, Up: canopy stratum; 2) Mean height and DBH by species, year and stratum; 3) Median height by year and stratum.

3.5. Forestal regeneration

Canopy gaps created by harvesting allows for the growth of shade-intolerant species while shade-tolerant species are favored by a closed canopy (Danková and Saniga, 2013). Establishment patterns of the species in this forest are listed in Table 4. The most abundant species (other than *P. pseudostrobus* were: *Ilex discolor*, *Abies religiosa*, *Salix sp.* and *Alnus jorullensis* (Table 5). For *Clethra mexicana*, its absence is attributable to its establishment in riverine areas and ravines with slopes greater than 45°.

Ecological group	Description	Species
Long-lived shade-intolerant	Shade-intolerant, regenerate in disturbed areas and are long-lived and occupy the canopy.	Aile (<i>Alnus jorullensis</i>) Cedro blanco (<i>Cupressus lindleyi</i>)
Partial shade-tolerant	Partially tolerant of shade, but depend on gap formation for growth and occupy the canopy.	Oyamel (<i>Abies religiosa</i>) Cucharillo (<i>Clethra mexicana</i>) Capulincillo (<i>Ilex discolor</i>) Encino (<i>Quercus laurina</i>) Pino (<i>Pinus pseudostrobus</i>) Guajote (<i>Salix sp.</i>)

Table 4. Ecological groups modified on Fredericksen et al. (2001).

The type of forest regeneration in harvested forests depends on canopy gap size and the ecological group (Danková and Saniga, 2013; Kuuluvainen, 1994), and tends to promote pioneer species (Torrás and Saura 2008; Torrás et al., 2012). Justiniano and Fredericksen (2000) highlighted the need to understand the phenology of tree species in order manage timber cutting with periods of seed dispersal for and promoting regeneration.

Species	Small seedlings	Seedlings	Saplings	Large saplings	Small trees
Relative abundance (%)					
<i>P. pseudostrobus</i>	94.96	78.95	72.41	38.64	47.19
<i>I. discolor</i>	4.32	21.05	3.45	13.64	5.62
<i>A. religiosa</i>	0.72	-	13.79	4.55	15.73
<i>Salix</i> sp.	-	-	10.34	18.18	15.73
<i>Q. laurina</i>	-	-	-	13.64	6.74
<i>A. jorullensis</i>	-	-	-	11.36	6.74
<i>C. mexicana</i>	-	-	-	-	2.25

Table 5. Natural regeneration of tree species (Ejido Palo Seco, Coatepec Harinas, México) in a harvested forest.

4. Discussion

4.1. Species Composition

In this study, indices of species richness, diversity, and similarity in composition show a decrease in diversity with forest harvesting. Forests such as the one in this study contain the highest diversity of pine species in Mexico (Viveros-Viveros *et al.*, 2007). Pine species in these forests are shade-intolerant and disturbance-adapted (Figueroa-Rangel *et al.* 2008) and occupy early-successional stages eventually replaced by *Quercus* species (Perry *et al.*, 1998, Weber *et al.*, 2014). Jiménez *et al.* (2001) noted that management needs to be based on the biological requirements of species, spatial distribution of trees and growth and size.

The removal of less valuable species (*Alnus jorullensis*, *Clethra mexicana*, *Cupressus lindleyi*, *Ilex discolor*, *Quercus laurina* and *Salix* sp.) favors the development of high-value species such as *Pinus pseudostrobus*. The economic value of this species is attributed to its rapid growth, straight stem and high wood quality (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; López-Upton, 2002).

4.2. Forest Structure

Forest regeneration is associated with the creation of canopy gaps and the degree of shade tolerance among species. In this study, *Alnus jorullensis* and *Salix* sp., are indicators of disturbance because of their response to forest harvesting, corresponding to ecological groups of species that are shade-intolerant and regenerate in areas disturbed by tree harvesting (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Fredericksen *et al.*, 2001). The removal of understory species may have increased the growth of *P. pseudostrobus* (Figure 5).

Forest harvesting modifies site conditions for the establishment of many commercial tree species (Navarro *et al.*, 2010), but selective harvesting tends to decrease tree species diversity (Solís *et al.* 2006). Mostacedo *et al.* (2010) note that establishing minimum cutting diameters allows for species to reach the age for seed production before harvesting, which may improve regeneration.

The recommended time for economic recovery of forests following harvesting is determined by cutting cycles, which, in Mexico is 10 years; (DOF, 2005; 2008; Ramirez, 1998) shorter compared to other countries such as Bolivia (20 years) (Fredericksen, 2000; BOLFOR, 1997) and Costa Rica (15 years) (C.R., 1997). It is notable in this study that from the forest structure following harvesting in 2007 and 2015, the cutting cycle is too short to allow for sustainable harvests.

From a study in Bolivia, Dauber *et al.* (2005), found that a cutting cycle of 20-35 years could allow for recovery of timber stocks in tropical forests, which may be necessary for forests in Mexico, depending on forest type, to improve the sustainability of forest harvesting.

5. Conclusion

The abundance and size-class distribution of *Pinus pseudostrobus* allows for selective harvesting of this species across different diameter classes.

Forest structure following harvesting displays a trend of gradual recovery, but lengthening the cutting cycle with appropriate minimum diameters can help to increase chances for sustainability. The size of canopy gaps and degree of forest cover determines the growth and abundance of species and the dominance of different ecological groups.

Acknowledgements

We thank the personnel of Ejido Palo Seco, Juan Alvarado and José Luis Hernández, for permission to work. The high mountain team (Francisco Javier García, Leticia Bermúdez, Fabiola Rojas, Sandra Sanjuanero, Abigail Luna, Martha Cedillo and Luis Antonio García) for the field work. To CONAFOR-UAEM project 3668/2014E for financing this research.

References

- Aguirre, C.O.A., 2015. Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques*. 21, 17-28.
- Barrette, M., Bélanger, L., De Grandpré, L., Royo, A.A. 2017. Demographic disequilibrium caused by canopy gap expansion and recruitment failure triggers forest cover loss. *For. Ecol. Manag.* 401, 117-124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.012>.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *For. Ecol. Manag.* 258, 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>.
- Bergeron, Y., Harvey, B., 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixed forest of Quebec. *For. Ecol. Manag.* 92, 235-242. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03924-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03924-2).
- Bocco, G., A. Velázquez, A. Torres., 2000. Ciencia, comunidades indígenas y manejo de recursos naturales. Un caso de investigación participativa en México. *Interciencia* 25, 64-70.
- BOLFOP. 1997. Normas técnicas para la elaboración de instrumentos de manejo forestal (Inventarios, planes de manejo, planes operativos, mapas) en propiedades privadas o concesiones con superficies mayores a 200 hectáreas. Resolución Ministerial No 62/97. La Paz, Bolivia.
- Bonilla-Luna, N., Cuesta-Córdova, H., Valois-Cuesta, H., 2011. Efectos de la extracción forestal sobre la estructura y composición de un bosque pluvial del Pacífico colombiano. *Rev Biodivers Neotrop.* 1, 48-54. <http://dx.doi.org/10.18636/bioneotropical.v1i1.23>.

- Castellanos-Bolaños, J.F., Treviño-Garza, E.J., Aguirre-Calderón, O.A., Jiménez-Pérez, J., Musálem-Santiago, M., López-Aguillón, R., 2008. Estructura de bosques de *Pinus patula* bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 14, 51-63.
- Challenger, A., Soberón, J., 2008. Los Ecosistemas terrestres, en *Capital Natural de México, Vol I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO. México.
- Chediack, S.E., 2008. Efecto de la explotación forestal sobre la estructura, diversidad y composición florística de los palmitales de la Selva Atlántica en Misiones, Argentina. *Rev Biol Trop.* 56, 721-738.
- Corral, R.J.J., Aguirre, O.A., Jiménez, P.J., Corral, R.S., 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Investigación Agrícola: Sistema de Recursos Forestales* 14, 217-228
- C. R. 1997. Reglamento a la Ley Forestal. Ley Forestal No. 7575. La Gaceta No. 16. 23 de enero de 1997. Costa Rica.
- Cubbage, F., Diaz, D., Yapura, P., Dube, F., 2010. Impacts of forest management certification in Argentina and Chile. *For. Policy Econ.* 12, 497-504. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2010.06.004>.
- Dalle, S.P., de Blois, S., Caballero, J., Johns, T., 2006. Integrating analyses of local land-use regulations, cultural perceptions and land-use/land-cover data for assessing the success of community-based conservation. *For. Ecol. Manag.* 222, 370-383. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.052>.

- Danková, L., Saniga, M., 2013. Canopy gaps and tree regeneration patterns in multi-species unmanaged natural forest Sitno (Preliminary results). *Mendelova univerzita v Brně* 6, 17-26. <https://doi.org/10.11118/beskyd201306010017>.
- Dauber, E., Fredericksen, T. S., Peña-Claros, M., 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *For. Ecol. Manag.* 214, 294-304. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.019>.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., Montero, G., 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 12, 159-176.
- Demant, A., 1978. Características del Eje Neovolcánico Transmexicano y sus problemas de Interpretación. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología 2, 172-187.
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 2005. Reglamento de la Ley General de Desarrollo Forestal sustentable. 21 de febrero de 2005.
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 2008. Norma Oficial Mexicana NOM-152-SEMARNAT-2006, Que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. 17 de octubre de 2008.
- Endara A.A.R., Aguirre, N.A., López, J.L., Franco, M.S., 2011. Manejo Adaptativo en bosques de alta montaña, México. Congreso Forestal Latinoamericano. Lima, Perú.

- Endara, A.A.R., Franco, M.S., Nava, B.G., Valdez, H.J.I., Fredericksen, T.S., 2012. Effect of human disturbance on the structure and regeneration of forests in the Nevado de Toluca National Park, Mexico. *J. For. Res.* 23, 39-44. <https://doi.org/10.1007/s11676-012-0226-8>.
- Endara-Agramont, A.R., Calderón-Contreras, R., Nava-Bernal, G., Franco-Maass, S., 2013. Analysis of Fragmentation Processes in High-Mountain Forests of the Centre of Mexico. *Am J Plant Sci.* 4, 607-704. <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2013.43A088>.
- Figuroa-Rangel, B.L., Willis, J.K., Olvera-Vargas, M., 2008. 4200 years of pine-dominated upland forest dynamics in west-central Mexico: Human or natural legacy? *Ecology* 89, 1893-1907. <http://dx.doi.org/10.1890/07-0830.1>.
- Fredericksen, T.S. 2000. Aprovechamiento forestal y conservación de los bosques tropicales en Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Fredericksen, T., Contreras, F., Pariona W., 2001. Guía de Silvicultura para Bosques Tropicales de Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Fredericksen, T.S., Putz, F.E., 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodivers. Conserv.* 12, 1445-1453. <https://doi.org/10.1023/A:1023673625940>.
- Gadow, K., Sánchez, O.S., Aguirre, C.O.A., 2004. Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques* 10, 3-16. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61710201>.

- Granados-Sánchez, D., López-Ríos, G.F., Hernández-García. M.A., 2007. Ecología y Silvicultura en bosques templados. Rev. Chapingo Ser. Cie. 13(1), 67-83. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62913110>.
- Guzmán-Gutiérrez, R.A., 1997. Caracterización y clasificación de especies forestales en gremios ecológicos en el bosque sub-húmedo estacional de la región de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. Master Thesis. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Hernández, L.I., 2007. Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la comunidad de Capulápan de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México. Master Thesis. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Hernández-Salas, J., Aguirre, O., Alanís, E., Jiménez, J., González, M. A. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. Rev. Chapingo Ser. Cie. 19, 189-199.
- Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. Sist. Recur. For. 10, 355-366.
- Justiniano, M. J., Fredericksen, T. S. 2000. Phenology of Tree Species in Bolivian dry Forests. Biotropica 32: 276-281. [https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2000\)032\[0276:POTSIB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032[0276:POTSIB]2.0.CO;2).
- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Lindquist, G.E., 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. For. Ecol. Manag. 352, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>.

- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Ann Zool Fennici*. 31, 35-51. <http://www.jstor.org/stable/2373549>.
- Lamprecht, H., 1990. *Silvicultura en los Trópicos: dinámica de los bosques tropicales húmedos*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Instituto de Silvicultura de la Universidad de Göttingen. Göttingen, Germany.
- López-Hernández, J.A., Aguirre-Calderón, O.A., Alanís-Rodríguez, E, Monarrez-González, J.C., González-Tagle, M.A., Jimenez-Pérez, J., 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques* 23, 39-51. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>.
- López-Upton, J., 2002. *Pinus pseudostrobus* Lindl. In: *Tropical Tree Seed Manual*. J. A. Vozzo. USDA Forest Service.
- Louman, B., Quirós, D., Nilsson, M., 2001. *Silvicultura de boques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. CATIE 46.
- MacDicken, K.G., 2015. Global Forest Resources Assessment 2015: What, why and how? *For. Ecol. Manag.* 352, 3-8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.006>.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Australia.
- Merino L., Martínez, A.E. 2014. *A vuelo de pájaro; Las condiciones de las comunidades con bosques templados en México*. CONABIO. México.

- Mostacedo, B., Peña, M., Rumiz D., Villegas Z., 2010. Hacia un modelo de manejo sostenible del Bosque Seco Chiquitano; Propuesta de ajustes a ciertas prácticas forestales. FCBC. Bolivia.
- Motz, K., Sterba, H., Pommerening, A., 2010. Sampling measures of tree diversity. For. Ecol. Manag. 260, 1985-1996. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.046>.
- Navarro, F. B., Jiménez, M. N., Cañadas, E. M., Gallego, E., Terrón, L., Ripoll, M. A., 2010. Effects of different intensities of overstory thinning on tree growth and understory plant-species productivity in a semi-arid *Pinus halepensis* Mill. afforestation. Forest Syst. 19, 410-417. <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2010193-8858>.
- Onaindia M., Dominguez, I., Albizu I., Garbisu, C., Amezaga, I., 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. For. Ecol. Manag. 195: 34-354. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.059>.
- Perry, J.P., Graham A., Richardson D.M., 1998. The history of pines in Mexico and Central America. Pages 137– 149 in D. M. Richardson, editor. Ecology and biogeography of Pinus. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ramírez, M.J.J., 1998. Aprovechamiento y manejo silvícola de los recursos forestales en seis municipios de la región Oeste del Estado de Jalisco. Professional Thesis. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, México.
- Ramos, B.Z.S., 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Master Thesis. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

- Ramos, C., Simonetti, J. A., Flores, J. D., Ramos-Jiliberto, R., 2008. Modeling the management of fragmented forests: Is it possible to recover the original tree composition? The case of the Maulino forest in Central Chile. *For. Ecol. Manag.* 255, 2236-2243. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.034>.
- Rozas, V., 2001. Dinámica forestal y tendencias sucesionales en un bosque maduro de roble y haya de la zona Central de la Cornisa Cantábrica. *Ecología*. 15,179-211.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Soto-Correa, J. C., Aguilar-Aguilar, S., Zamarripa Morales, V., López-Upton, J., 2012. Altitudinal Genetic variation among *Pinus pseudostrobus* populations from Michoacán, Mexico. Two locations shadehouse test results. *Rev. Fitotec. Mex.* 35, 111-120. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61023300003>.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G., E, Duval, P., Linding-Cisneros, R.A., 2012. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *For. Ecol. Manag.* 275, 98-106. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.004>.
- Sola, G., El Mujtar, V., Tsuda, Y., Vendramin, G. G., Gallo, L., 2016. The effect of silvicultural management on the genetic diversity of mixed *Nothofagus* forest in Lanin Natural Reserve, Argentina. *For. Ecol. Manag.* 363, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.018>.
- Solis, M.R., Aguirre, C.O.A., Treviño, G.E.J., Jiménez, P.J., Jurado, Y.E., Corral-Rivas, J., 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas

- forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*. 12, 49-64.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61712205>.
- Torras, O., Gil-Tena, A., Saura, S., 2012. Changes in biodiversity indicators in managed and unmanaged forest in NE Spain. *J. For. Res.* 17, 19-29.
<https://doi.org/10.1007/s10310-011-0269-2>.
- Torras, O., Saura, S., 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *For. Ecol. Manag.* 255, 3322-3330.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.013>.
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., Mendoza-Briseño, M. A., 2016. Sustainable Forest Management in México. *Current Forestry Reports* 2, 93-105.
<https://doi.org/10.1007/s40725-016-0033-0>.
- Valdez, H.J.I., 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit Costa Pacífica de México. *Madera y Bosques* 1,129-145.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61709808>.
- Villegas, Z., Peña-Claros, M., Mostacedo, B., Alarcón, A., Licona, J.C., Leaño, C., Pariona, W., Choque U., 2009. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *For. Ecol. Manag.* 258, 971-977.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.031>.
- Viveros-Viveros, H., Sáenz-Romero, C., López-Upton, J., Vargas-Hernández, J. J., 2007. Growth and frost damage variation among *Pinus pseudostrubus*, *P. montezumae* and *P. hartwegii* tested in Michoacán, México. *For. Ecol. Manag.* 253, 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.005>.

Weber, T.A., Hart, J.L., Schweitzer, C.J., Dey, D.C., 2014. Influence of gap-scale disturbance on developmental and successional pathways in *Quercus-Pinus* stands. *For. Ecol. Manag.* 331, 60-70. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.006>.

Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Moreno-Sánchez, R., 2007. Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta ecológica* 84-85, 39-52. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53908505>.

Manuscript Details

Manuscript number	FORECO_2018_751
Title	Forest harvesting impacts on the structure and composition of coniferous forests in Mexico
Article type	Full Length Article

Abstract

The effect of forest harvesting on the composition and structure of a temperate coniferous forest in Mexico was evaluated after harvesting from 2007-2015. In this forest, we identified seven families and eight species. The dominant species is *Pinus pseudostrobus*. Harvesting was oriented towards increasing the abundance of the dominant pine species resulting in the diversity of other species favoring the establishment of a monospecific forest. Forest structure following harvesting showed a gradual recovery in the number of individuals in each diameter class, but the diameter increment may not necessarily guarantee a sustainable harvest because cutting cycles appear to be too short. The size of harvesting gaps and overall forest cover determine the presence and/or abundance of regeneration (small seedlings, seedlings, saplings, large saplings and young trees). Establishment of *Pinus pseudostrobus* and *Ilex discolor* were determined by ecological groups.

Keywords	Canopy gaps, Forest structure, Ecological groups, <i>Pinus pseudostrobus</i>
Corresponding Author	Angel Rolando Endara Agramont
Corresponding Author's Institution	UNIVERSIDAD AUTONOMA DEL ESTADO DE MEXICO
Order of Authors	Giovanni Estrada-Valdés, Angel Rolando Endara Agramont, Octavio Monroy-Vilchis, Santiago Vázquez Lozada, T.S. Fredericksen, Marlín Pérez-Suárez
Suggested reviewers	Cindy Prescott, Marisol Toledo, Juan Ignacio Valdez, Bonifacio Mostacedo

Submission Files Included in this PDF

File Name [File Type]

cover letter.pdf [Cover Letter]

Highlights.docx [Highlights]

Estrada-Valdés et al. 2018 Composition and structure.docx [Manuscript File]

To view all the submission files, including those not included in the PDF, click on the manuscript title on your EVISE Homepage, then click 'Download zip file'.

7.2. Resultados Adicionales

7.2.1. Composición Forestal

La composición del ecosistema forestal (Imagen 11) para los tres años de aprovechamiento forestal y para el sitio sin manejo (Sm), muestra una riqueza específica de nueve especies de importancia forestal, divididas en ocho familias; Aquifoliaceae (*Ilex discolor*), Betulaceae (*Alnus jorullensis*), Clethraceae (*Clethra mexicana*), Cupressaceae (*Cupressus lindleyi*), Fagaceae (*Quercus laurina*), Scrophulariaceae (*Buddleja cordata*), Pinaceae (*Abies religiosas* y *Pinus pseudostrobus*) y Salicaceae (*Salix sp.*). En éstas destaca la familia Pinaceae, con la mayor riqueza de especies y dominancia estructural.



Imagen 11. Ejemplo de la composición forestal; *Clethra mexicana* (izq.), *Ilex discolor* (der)

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

7.2.2. Índice de Valor de Importancia (IVI)

La especie forestal de mayor importancia (Imagen 12) para el ejido de Palo Seco es el *P. pseudostrobus* (especie dominante) para los tres años de aprovechamiento y para el sitio sin aprovechamiento. Podría existir una codominancia (descriptiva) con *A. religiosa* (Sm y 2015). Aparece la especie *Buddleja cordata* como suprimida, especie que no se registra en los tres sitios donde se realizó el aprovechamiento forestal, esto debido a la falta de prácticas silviculturales para la remoción total o parcial de esta especie, ya que no cuenta con algún tipo de valor comercial únicamente medicinal (Cuadro 1).

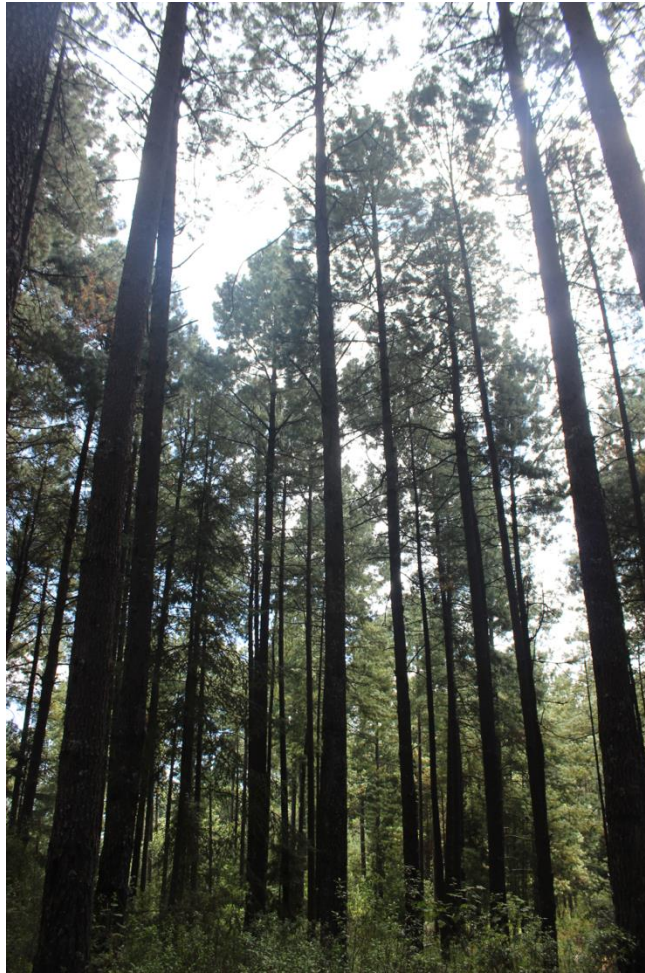


Imagen 12. *Pinus pseudostrobus*

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

Cuadro 1. Índice de valor de importancia para las especies del Ejido de Palo Seco

Especie	% IVI			
	Sitios			
	Sm	2007	2010	2015
<i>Abies religiosa</i>	30.12	20.68	7.12	26.25
<i>Alnus jorullensis</i>	14.86	6.13	33.02	6.59
<i>Buddleja cordata</i>	2.83	-	-	-
<i>Cupressus lindleyi</i>	-	-	14.80	-
<i>Ilex discolor</i>	2.82	-	2.82	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	86.00	93.87	88.14	91.72
<i>Quercus laurina</i>	9.99	1.41	5.65	2.96
<i>Salix</i> sp.	10.69	19.23	3.08	7.00

7.2.3. Diversidad y Riqueza de especies

La diversidad de especies fue estimada mediante el índice de Simpson (1949), encontrando que el sitio Sm exhibe una diversidad mayor con base a los sitios; 2007, 2015 y 2010 respectivamente, la presencia de *B. cordata*, permite inferir que intercede en la diversidad, al igual que el sitio 2010, con *C. lindleyi* especie no nativa del sitio y que fue introducida mediante acciones de reforestación, ambos los sitios que denotan la mayor diversidad de especies. Esta diversidad se traduce en la amplia dominancia de *P. pseudostrobus* en los cuatro sitios de muestreo, mientras mayor el tiempo de efectuado el aprovechamiento forestal, mayor abundancia (Cuadro 2).

Cuadro 2. Índice de Simpson para los sitios de muestreo

Índice de Simpson Palo Seco											
2007						2015					
	<i>n</i>	π^2	<i>N</i>	<i>D</i>	1- <i>D</i>		<i>n</i>	π^2	<i>N</i>	<i>D</i>	1- <i>D</i>
<i>A. jorullensis</i>	9	0.0002	593	0.7857	0.2143	<i>A. jorullensis</i>	7	0.0006	270	0.6880	0.3120
<i>A. religiosa</i>	33	0.0030				<i>A. religiosa</i>	28	0.0104			
<i>P. pseudostrobus</i>	524	0.7807				<i>P. pseudostrobus</i>	222	0.6755			
<i>Q. laurina</i>	1	0.0000				<i>Q. laurina</i>	2	0.0000			
<i>Salix</i> sp.	26	0.0019				<i>Salix</i> sp.	11	0.0015			
2010						Sm					
	<i>n</i>	π^2	<i>N</i>	<i>D</i>	1- <i>D</i>		<i>n</i>	π^2	<i>N</i>	<i>D</i>	1- <i>D</i>
<i>A. jorullensis</i>	59	0.0158	466	0.6087	0.3913	<i>A. jorullensis</i>	36	0.0067	433	0.4799	0.5201
<i>A. religiosa</i>	5	0.0001				<i>A. religiosa</i>	86	0.0391			
<i>C. lindleyi</i>	37	0.0061				<i>B. cordata</i>	2	0.0000			
<i>I. discolor</i>	2	0.0000				<i>I. discolor</i>	2	0.0000			
<i>P. pseudostrobus</i>	357	0.5865				<i>P. pseudostrobus</i>	285	0.4327			
<i>Q. laurina</i>	4	0.0001				<i>Q. laurina</i>	7	0.0002			
<i>Salix</i> sp.	4	0.0001				<i>Salix</i> sp.	15	0.0011			

Donde: *n* abundancia; π^2 diversidad específica; *N* Número total de individuos de todas las especies; *D* índice de Simpson; 1-*D* Índice de la Diversidad de Simpson.

El índice de Margalef (*D_{mg}*), expresa la baja diversidad biológica para los cuatro sitios analizados; 2007 (0.60), 2010 (0.97), 2015 (0.71) y Sm (0.98), donde tres de éstos se encuentran bajo aprovechamiento forestal (presión antrópica), perdiendo la diversidad por las actividades silviculturales. El sitio Sm, demuestra el mismo patrón biológico. La baja diversidad, podría estar evidenciando la renuencia del sistema a la recuperación, asociado a la dominancia de *P. pseudostrobus*.

En términos de heterogeneidad el índice de Shannon-Wiener (*H'*) 2007 (0.48), 2010 (0.82), 2015 (0.65), Sm (1.03), coincide con los resultados obtenidos por los índices de Margalef y Simpson, a pesar de que el sitio Sm presenta una diversidad mayor, para la representación de este índice revela una diversidad baja.

Por medio de la aplicación del índice de similitud de Sorensen, se identificaron seis grupos; 1) 2007; 2010, 2) 2007; 2015 3) 2007; Sm, 4) 2010; 2015, 5) 2010; Sm, 6)

2015; Sm, para cada uno se obtuvo su valor correspondiente 1) 0.83, 2) 0.97, 3) .0.83, 4) 0.76, 5) 0.71, 5) 0.83, representando que el grupo 2 (2007-2015) presenta una mayor similitud entre el número de especies. Este índice demostró un escenario tendencioso para los grupos 1), 3) y 5), en términos de similitud de especies donde están implicados tres sitios de los cuatro analizados. Lo que sugiere que las especies predominantes se explican mediante el sitio Sm, que podría asociarse al sitio con la población nativa, que describe la composición forestal.

7.2.4. Estructura

7.2.4.1 Estructura Horizontal

La distribución de la estructura horizontal de *P. pseudostrobus* para el bosque del ejido de Palo Seco, reveló diferencias significativas para este ($p < 0.05$) en los cuatro años de aprovechamiento (Figura 2), siendo el sitio 2007 el que demostró mejor distribución (J invertida) a lo largo de las diferentes categorías de diámetro y que garantiza, la recuperación gradual del ecosistema. El sitio Sm exhibe un incremento hacia individuos de categorías mayores, al existir competencia intraespecífica dentro del bosque, este ocasiona que la recuperación sea pausada.

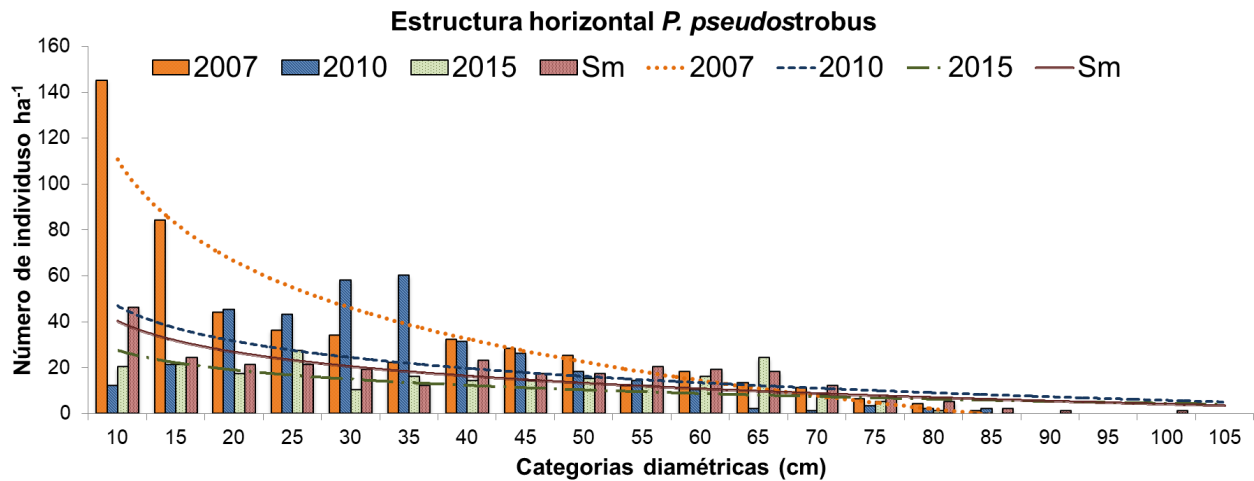


Figura 2. Estructura horizontal de *Pinus pseudostrobus* en los sitios de muestreo

El comportamiento del bosque, para el *P. pseudostrobus* (se retoma el ejemplo de esta especie por su dominancia), presenta una distribución de *J invertida* de bosques primarios, como se observó en la Figura 2, la distribución horizontal por rodales de experimentación de 1 ha., demuestra claramente el sistema metodológico aplicado, demostrando que en un mínimo de superficie de 1 ha., es posible evidenciar las deficiencias de los programas de aprovechamiento forestal, como muestra la Figura 3, donde se sumaron por categorías los pinos de los cuatro sitios de muestreo, observando con base al valor de R que se tiene un modelo confiable para la evaluación forestal y para prácticas productivas de manejo forestal.

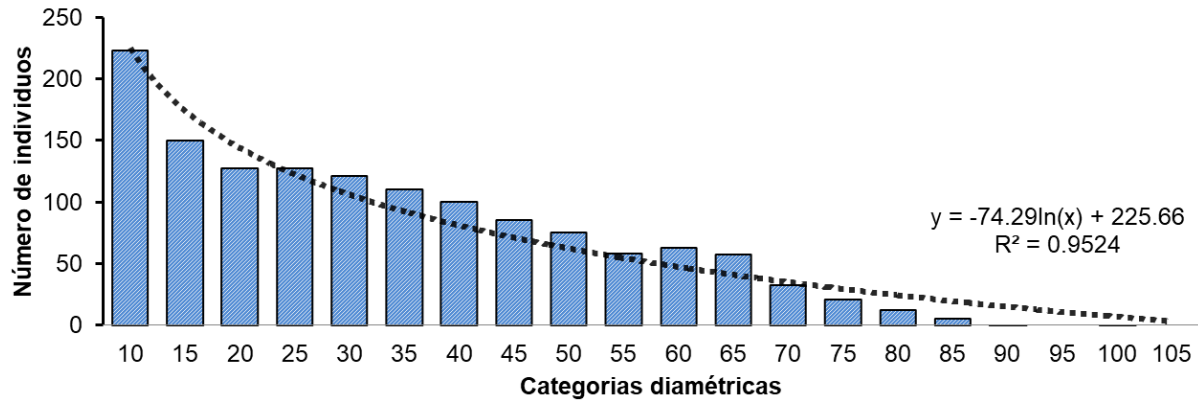


Figura 3. Estructura horizontal de *Pinus pseudostrobus* para el bosque de Palo Seco

En términos forestales, la distribución horizontal del bosque en el sitio Sm (Figura 4), evidencia ser un sitio integral bajo un esquema de *J invertida*, que probablemente pueda ser aprovechado a futuro. Este sitio si bien demuestra ser un sitio en transición de un bosque adulto a uno senil (por falta de tratamiento silvícola), permite realizar la comparación entre las diferencias estructurales entre sitios con y sin manejo forestal.

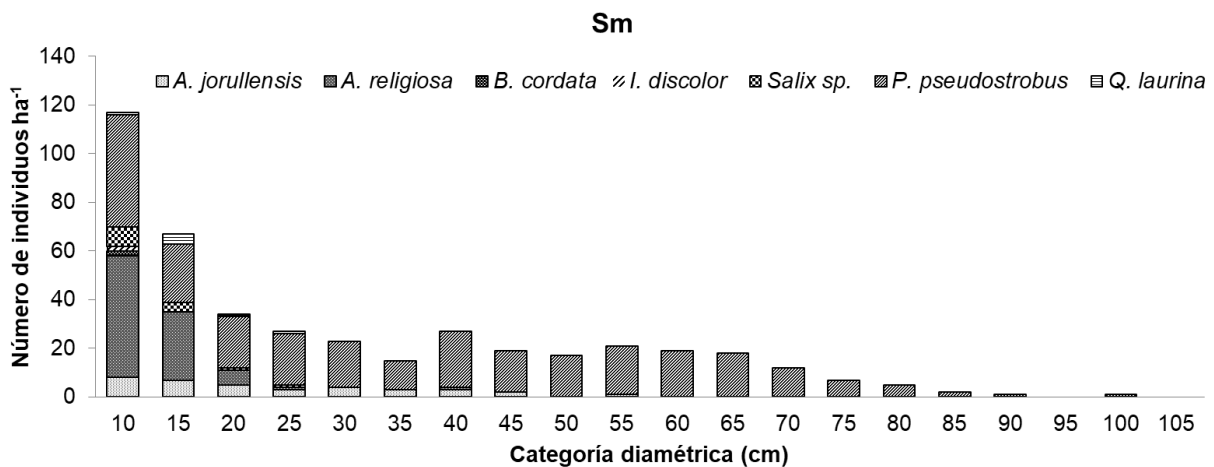


Figura 4. Estructura horizontal para el sitio sin manejo forestal (Sm)

7.2.4.2. Estructura Vertical

7.2.4.2.1. Estrato inferior

Los cuatro sitios (Cuadro 3), mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) intraespecíficas; 2007 y 2015 presentan una dominancia ($p < 0.05$), de *P. pseudostrobus*; 2010 una codominancia ($p > 0.05$) entre *P. pseudostrobus*, *A. jorullensis* y *C. lindleyi* ésta última inducida por programas de reforestación anteriores; el sitio Sm presenta codominancia ($p > 0.05$) con *A. religiosa*. La abundancia de *A. religiosa* (gremio ecológico esciófita parcial) en 2015 disminuye debido a la apertura de claros en el bosque y aumenta en Sm, debido a la altura del estrato superior (Figura 5).

7.2.4.2.2. Estrato medio

El estrato medio, (Cuadro 3) presenta diferencias significativas intraespecíficas ($p < 0.05$) para los cuatro sitios de muestreo, con dominancia de *P. pseudostrobus* para 2010, 2015 y Sm y codominancia con *A. religiosa* para 2007, ésta, relacionada a la nula o baja apertura de claros en el dosel, ya que al ser una especie tolerante a la sombra demuestra la recuperación de la especie para el sitio en función de su gremio ecológico y la disminución de prácticas silvícolas posteriores al manejo forestal.

7.2.4.2.3. Estrato superior

El estrato superior está dominado por *P. pseudostrobus* ($p < 0.05$), esta dominancia se presenta en función de la remoción de especies suprimidas y sotobosque (aprovechamientos anteriores); bajo el concepto del desarrollo económico del ejido. No obstante la presencia de esta especie en el estrato superior del bosque se asocia a

demás características ecológicas (clima, temperaturas, humedad, etc.), ya que para el sitio Sm se encontró que la altura de estos pinos sobrepasa los 43 m de altura, en términos ontogénicos la dominancia de esta especie es constante y se acrecienta debido al manejo forestal.

Cuadro 3. Estratos de la estructura vertical por sitio y general (Bosque de Palo Seco)

Sitio	Estrato	Especie	Valores por sitio		Bosque Palo Seco	
			\bar{x} (m)	DAP (cm)	\bar{x} (m)	DAP (cm)
2007		<i>A. jorullensis</i>	11	≤20	10.72	≤25
		<i>A. religiosa</i>	9.85	10 – 15	9.52	≤20
		<i>Salix sp.</i>	12	10 – 20	8.65	≤20
		<i>P. pseudostrabus</i>	9.4	10 – 20	10.03	≤20
2010	Inferior	<i>A. jorullensis</i>	8.96	15 – 25	-	-
		<i>A. religiosa</i>	10.5	<20	-	-
		<i>C. lindleyi</i>	9.93	10 – 20	9.93	≤20
		<i>Salix sp.</i>	7	≤10	-	-
2015		<i>P. pseudostrabus</i>	10.79	10 – 15	-	-
		<i>A. jorullensis</i>	12	≤15	-	-
		<i>A. religiosa</i>	9.09	10 – 20	-	-
		<i>Salix sp.</i>	7.28	10 – 20	-	-
Sm		<i>P. pseudostrabus</i>	10.34	10 – 20	-	-
		<i>A. jorullensis</i>	10.93	10 – 40	-	-
		<i>A. religiosa</i>	8.67	10 – 20	-	-
		<i>Salix sp.</i>	8.33	10 – 35	-	-
2007		<i>P. pseudostrabus</i>	9.6	10 – 20	-	-
		<i>A. religiosa</i>	18	25 – 30	20.14	25 - 35
		<i>P. pseudostrabus</i>	20.14	25 – 30	22.52	25 - 40
		<i>A. jorullensis</i>	18.62	30 – 35	19.8	30 - 45
2010	Medio	<i>A. religiosa</i>	19.33	≥20	-	-
		<i>C. lindleyi</i>	17.66	25 – 30	17.66	25 - 30
		<i>P. pseudostrabus</i>	21.18	20 – 35	-	-
		<i>A. jorullensis</i>	16.8	20 – 45	-	-
2015		<i>A. religiosa</i>	21.25	30 – 55	-	-
		<i>P. pseudostrabus</i>	21.73	25 – 45	-	-
		<i>A. jorullensis</i>	24	45 – 55	-	-
Sm		<i>A. religiosa</i>	22	25 – 40	-	-
		<i>P. pseudostrabus</i>	27.04	25 – 50	-	-
		<i>A. jorullensis</i>	32.66	≥35	-	-
2007	Superior	<i>P. pseudostrabus</i>	32.66	≥35	34.9	≥45
2010			30.14	≥40		
2015			32.98	≥50		
Sm			43.83	≥55		

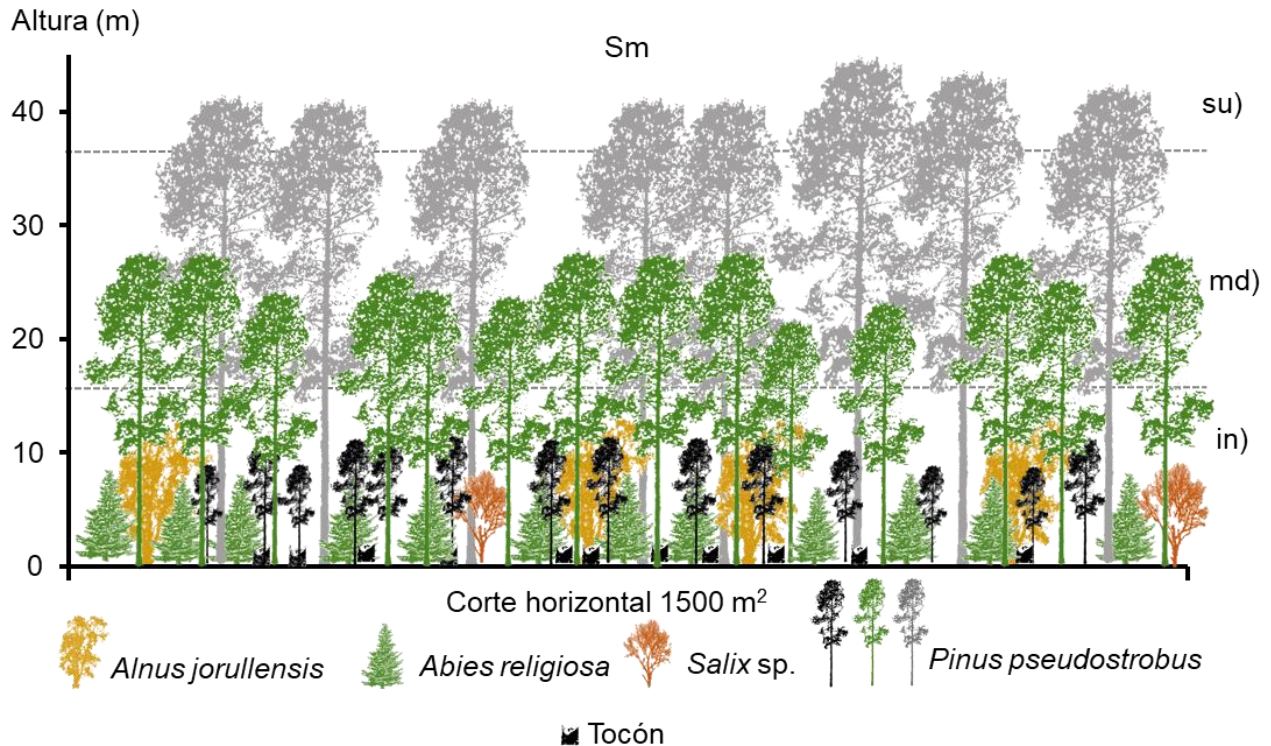


Figura 5. Estructura horizontal del sitio sin manejo forestal (Sm)

Dónde: in (estrato inferior), md (estrato medio) y su (estrato superior)

7.2.5. Regeneración Forestal

La apertura de claros ocasionados por la remoción de individuos del estrato superior del bosque permite la emergencia de especies heliófitas, por medio de la interacción con el sotobosque, una vez establecidas éstas, cierran el dosel superior y favorecen el establecimiento de especies esciófitas (Danková y Saniga, 2013). La emergencia y establecimiento del renuevo (Imagen 13) obedece al gremio ecológico al que pertenece. Las especies abundantes para la regeneración forestal bajo un esquema de aprovechamiento forestal (2007, 2010, 2015) fueron: *Pinus pseudostrobus*, *Ilex discolor*, *Abies religiosa*, *Salix sp* y *Alnus jorullensis* (Figura 6 y 7). Para el caso de *Clethra mexicana*, su ausencia en sitios donde fue realizado el manejo, se atribuye a su

establecimiento en quebradas o zonas con pendientes superiores a los 45° y donde no es posible realizar el manejo, por cuestiones de normatividad e ingreso.

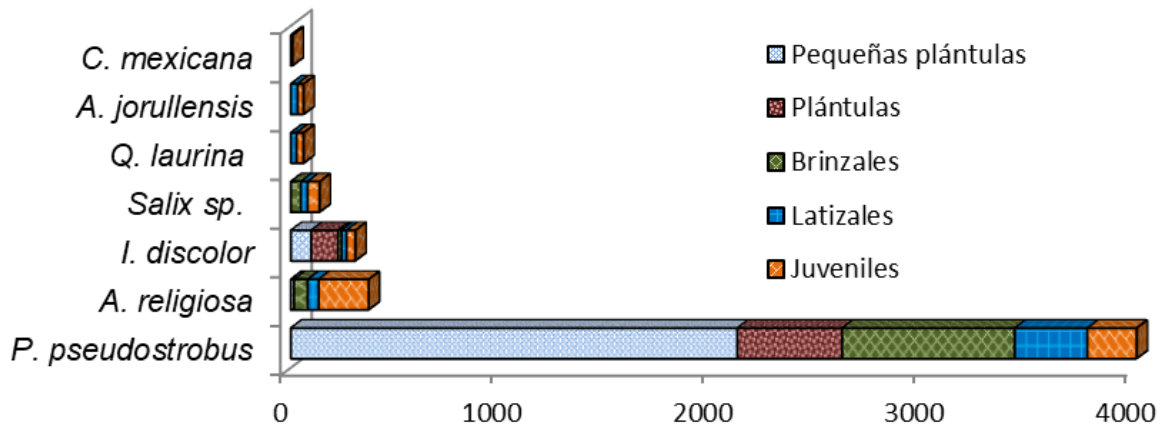


Figura 6. Regeneración natural para el bosque de Palo Seco

El desarrollo de las especies (Imagen 14 y 15) *Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa* (abundantes), para el sitio Sm, demuestra características de que se encuentra sin la interacción antrópica, la clausura del dosel, permite el establecimiento de especies esciófitas mediante el incremento de su abundancia.



Imagen 13. Plántulas de *Quercus laurina*

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

La especie *P. pseudostrobus* responde como heliófita total, en los sitios Sm y 2015, la apertura de claros, permitió la emergencia de esta especie. Sin embargo para los sitios 2007 y 2010 donde empíricamente los claros se han cerrado existe regeneración de la misma, por ello se podría inferir que; derivado de la condición del sitio y la incidencia de luz *P. pseudostrobus* responde como heliófita total en las primeras etapas de su desarrollo y como esciófita parcial al paso de categorías.



Imagen 14. Pequeña plántula de *Pinus pseudostrobus*

Fotografía: Estrada-Valdés, G.



Imagen 15. Latizal de *Abies religiosa*

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

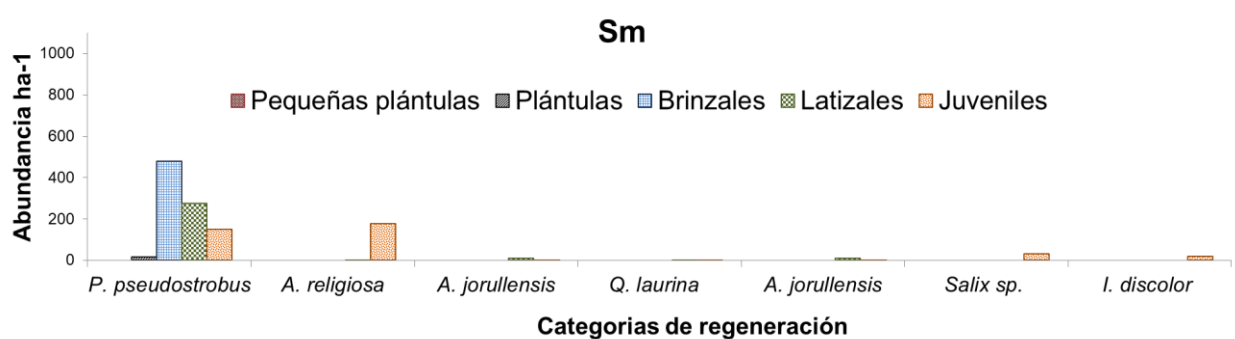
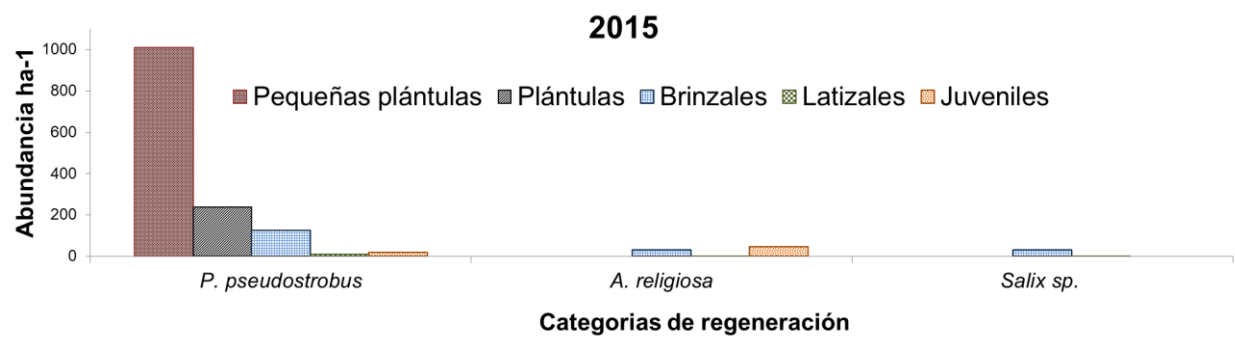
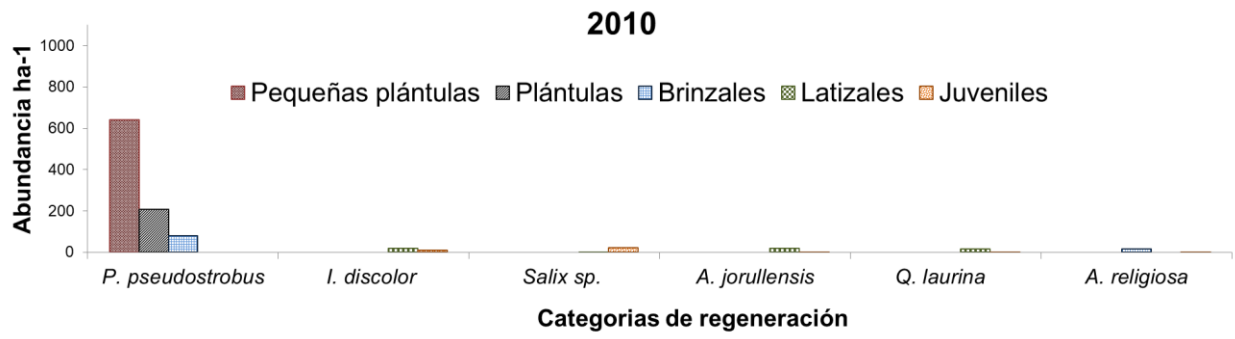
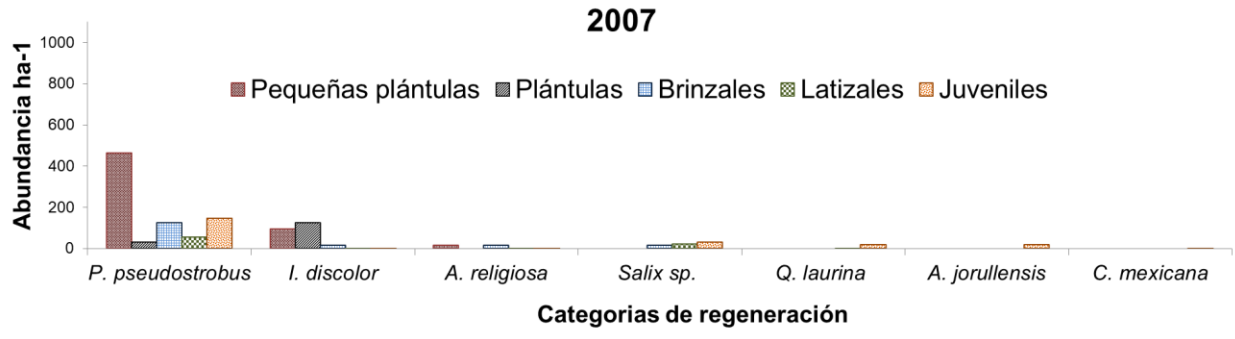


Figura 7. Regeneración forestal por sitios

7.2.6. Dasonomía

El efecto del aprovechamiento forestal, se observa en los resultados dasonómicos para los árboles remanentes de los sitios analizados; para la calidad de la madera (1, 2, 3), se obtiene la calidad esperada, siete de las nueve especies presentan calidad 1, la especie económicamente importante para Palo Seco; *P. pseudostrobus* presenta dominancia para la calidad 1 al igual que *A. religiosa*. Para el sitio Sm, se observa que varias especies suprimidas o codominantes (ocasional por estrato) tienen mayor abundancia para calidad 2 y 3 (Cuadro 4).

La importancia del levantamiento de datos dasonómicos en un aprovechamiento forestal (Cuadro 4), exhibe la capacidad de recuperación del sistema en un periodo de tiempo y el beneficio económico, por ello, la obtención de datos como; altura de fuste limpio (AFL) y altura comercial (AC), denotan la resiliencia al aprovechamiento, por medio del cual obtendrán alturas reales (transformados en volumen) reflejando la cantidad de madera previniendo el volumen o individuos (diferencia en estructura vertical y horizontal) para aprovechar. Las prácticas silvícolas están encaminadas al beneficio de las especies económicamente viables, involucrando la diversidad del sitio y abundancia individual por especie.

Cuadro 4. Datos dasonómicos por especie y sitio

Especie	Sitio	Calidad (%)			Intervalos (m)		Aprov. (%)
		1	2	3	AFL	AC	
<i>A. jorullensis</i>	Sm	22.2	77.7	-	4.95 ≤ μ ≤ 7.09	3.37 ≤ μ ≤ 6.40	14.28
	2007	55.55	22.22	22.22	3.91 ≤ μ ≤ 5.63	2.18 ≤ μ ≤ 4.48	∅
	2010	49.12	43.85	7.01	7.91 ≤ μ ≤ 10.43	5.31 ≤ μ ≤ 8.01	14.92
	2015	14.28	85.71	-	4.04 ≤ μ ≤ 9.29	5.54 ≤ μ ≤ 10.45	50
<i>A. religiosa</i>	Sm	91.86	8.13	-	2.24 ≤ μ ≤ 3.34	1.64 ≤ μ ≤ 3.00	8.69
	2007	90.9	9.09	-	2.47 ≤ μ ≤ 6.19	6.69 ≤ μ ≤ 11.78	∅
	2010	80	20	-	1.57 ≤ μ ≤ 9.22	1.50 ≤ μ ≤ 12.09	∅
	2015	92.85	7.14	-	2.50 ≤ μ ≤ 6.42	3.63 ≤ μ ≤ 9.72	3.44
<i>B. cordata</i>	Sm	-	-	100	0.80 ≤ μ ≤ 2.19	∅	∅
<i>C. lindleyi</i>	2010	75.67	24.32	-	4.82 ≤ μ ≤ 8.57	5.37 ≤ μ ≤ 9.48	6.89
<i>C. mexicana</i>	2015	∅	∅	∅	∅	∅	100
<i>I. discolor</i>	Sm	50	50	-	0.52 ≤ μ ≤ 2.48	∅	∅
	2010	50	50	-	0.08 ≤ μ ≤ 7.92	∅ = μ ≤ 8.88	∅
<i>P. pseudostrobilus</i>	Sm	83.56	16.43	-	13.78 ≤ μ ≤ 16.05	16.08 ≤ μ ≤ 19.33	15.13
	2007	77.28	20.77	1.94	11.76 ≤ μ ≤ 14.26	11.40 ≤ μ ≤ 13.24	21.13
	2010	84.19	14.65	0.57	16.51 ≤ μ ≤ 17.53	16.81 ≤ μ ≤ 18.64	35.07
	2015	75.9	23.63	0.45	16.55 ≤ μ ≤ 18.58	16.18 ≤ μ ≤ 19.07	30.59
<i>Q. laurina</i>	Sm	71.42	14.28	14.28	0.90 ≤ μ ≤ 2.24	0.15 ≤ μ ≤ 2.99	∅
	2007	-	-	-	∅	∅	∅
	2010	25	75	-	1.18 ≤ μ ≤ 3.31	∅ μ ≤ 2.69	∅
	2015	100	-	-	1.61 ≤ μ ≤ 4.38	2.61 ≤ μ ≤ 5.38	∅
<i>Salix sp.</i>	Sm	6.25	75	12.5	2.87 ≤ μ ≤ 4.69	0.89 ≤ μ ≤ 2.23	6.25
	2007	96.15	3.84	-	3.76 ≤ μ ≤ 5.46	3.02 ≤ μ ≤ 4.97	∅
	2010	25	75	-	1.47 ≤ μ ≤ 5.52	∅ μ ≤ 4.18	33.33
	2015	9.09	18.18	72.72	1.66 ≤ μ ≤ 2.69	1.00 ≤ μ ≤ 4.27	50

Dónde: - ausencia ∅ cero

8. DISCUSIÓN

8.1. Composición

En la actualidad, las tendencias del manejo integral de los ecosistemas forestales enfocados a bosques con clima templado, sugieren incrementar el conocimiento ecológico, el establecimiento de reglas para su correcto manejo, así como la implementación de las técnicas dasonómicas y una adecuada orientación económica hacia las especies arbóreas (Granados-Sánchez *et al.*, 2007; Sáenz-Romero *et al.*, 2012). Jiménez *et al.* (2001) mencionan que este enfoque debe dirigirse principalmente a la concepción biológica, distribución espacial y dimensional. Por ello, el comportamiento del bosque estudiado, evidencia la falta de aplicación de estos criterios, ya que actualmente no es indispensable identificar los posibles factores biológicos del sistema ambiental, basando las prácticas forestales exclusivamente en la abundancia de los productos maderables (árboles fustales) y no en su diversidad.

Derivado de los índices de riqueza, diversidad y similitud se identifica que el bosque de coníferas (*Pinus pseudostrobus*), presenta baja diversidad específica (forestal), tal como menciona Zacarias-Eslava *et al.* (2011), existe mayor diversidad en un bosque tropical caducifolio que en un bosque de *Quercus-Pinus*, aunque el *Quercus* para este estudio, está suprimido, obedece al comportamiento de un bosque dominado por *Pinus*. La mayor parte de los bosques de coníferas, está dominado por unas cuantas especies. En algunas zonas extremadamente húmedas, las especies principales incluyen tanto coníferas (*Pinus spp.*) como árboles de hoja ancha (Granados-Sánchez *et al.*, 2007), Figueroa-Rangel *et al.* (2008) mencionan que para México las especies de

género *Pinus* se consideran como especies pioneras, colonizadoras dominando la sucesión temprana de los ecosistemas forestales, otros trabajos (Perry *et al.*, 1998), mencionan que las especies del género *Quercus* remplazan eventualmente a los Pinos (sucesión biológica), sin embargo, este proceso puede durar décadas para ser percibido.



Imagen 16. Juvenil de *Ilex discolor*

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

La presión antrópica ocasionada hacia las especies de bajo valor comercial (*Alnus jorullensis*, *Buddleja cordata*, *Clethra mexicana*, *Cupressus lindleyi*, *Ilex discolor* (Imagen 16), *Quercus laurina* y *Salix* sp.) e inclusive para especies que actúan como codominantes (*Abies religiosa*), para el ejido se asocia a la poca abundancia poblacional, obligando a los núcleos agrarios a la remoción total o parcial de las especies que no representan un ingreso económico tangible, en caso contrario la importancia del valor económico para la especies dominante *Pinus pseudostrabus* (347 ind/ha⁻¹) es distinta por la economía que representa para la comunidad, como mencionan Sánchez-González, (2008), Sáenz-Romero et al. (2012), las especies de *Pinus spp.*, serían las especies forestales económicamente más importantes para los estados; Chiapas, Oaxaca, Jalisco, Nuevo León (resina) Michoacán (madera y resina), en este caso para el Estado de México particularmente el ejido Palo Seco, sería maderable.

8.2. Estructura

La recuperación del bosque asociado a la presencia de categorías de diámetro menor y de regeneración natural es atribuible a la apertura de claros, la competencia y funcionamiento ecológico de los gremios (heliófito y esciófito). Principalmente para especies suprimidas (estrato inferior), se mantiene e inclusive en algunas especies de latifoliadas podría beneficiar, debido a su capacidad de rebrote y germinación (Yamamoto, 2000), actuando como indicadoras de perturbación (*Alnus jorullensis* y *Salix* sp.), siendo controladas mediante prácticas silviculturales (Castellanos-Bolaños et al., 2008; Fredericksen et al., 2001). La aplicación de las prácticas silvícolas, modifica las condiciones ecológicas de las especies de importancia forestal presentes. Solís et

al. (2006), registraron que las cortas selectivas disminuyen la diversidad arbórea. Esta selección, se asocia inclusive a la pérdida de individuos de categorías menores, por el trabajo selectivo de abundancias y no por diámetros mínimos de corta (DMC). Mostacedo et al. (2010) mencionan que establecer DMC asegura que los árboles aprovechables presentan madurez en la madera y son reproductivos.

El análisis estructural en los ecosistemas mixtos (templados), debería ser un fundamento esencial para el implemento de futuros programas de aprovechamiento forestal, donde la premisa se base en la sustentabilidad de los ecosistemas multicohortales e incoetáneos, considerándolo un punto clave para el manejo forestal.

8.3. Regeneración natural

La regeneración forestal asociada principalmente a una dinámica climática por la variación estacional y tiempos ontológicos establecidos, permiten entender el comportamiento del ecosistema, Justiniano y Fredericksen (2000), manifiestan la necesidad de conocer la fenología de las diferentes especies para entender el comportamiento de la regeneración natural y asociar los tiempos de corta con la dispersión de las semillas para maximizar la regeneración. Si el manejo realizado en el Ejido de Palo Seco obedeciera esta premisa silvicultural, revelaría un incremento en regeneración para latifoliadas, sin embargo, únicamente *I. discolor* (2007) responde a este incremento, sugiriendo que el manejo silvícola empleado presenta deficiencias en su aplicación, ya que el escenario tendencioso para las demás especies, indica una supresión de ellas ante la especie dominante.

Galindo-Jaimes et al. (2002), proponen que los géneros *Quercus* y *Pinus* coexisten en dos grandes grupos separados, dominando ambos el estrato superior del bosque y con un uso tradicional distinto, afectando sus capacidades de regeneración y dispersión. Camacho-Cruz et al. (2000) mencionan que la especie *Q. laurina*, se encuentra en ambientes más húmedos, mientras que *P. pseudostrobus* ocupa sitios más secos. Aunado a esto la regeneración de *Quercus* para esta investigación se encontró en sitios dominados por *Pinus* y su regeneración se focalizó en sitios dominados por este mismo utilizando los pequeños claros (Yamamoto, 2000) que quedaban en el dosel por influencia de su apertura por distintas actividades (disturbio; deforestación, incendios, caída de árboles etc). Torras y Saura (2008) y Torras et al. (2012), mencionan que los tratamientos silviculturales crean grandes claros en la cobertura forestal, proveyendo heterogeneidad espacial e incrementando la entrada de luz, promoviendo el crecimiento de especies pioneras, es por ello que la dominancia de *P. pseudostrobus* en el sitio es total.

Las especies oportunistas o invasoras (*Alnus jorullensis*, *Ilex discolor*, *Salix sp.*), incluso revelan indicios de manejo hacia sus poblaciones, ya que son utilizadas para habilitar cercas de potrero, leña, etc. La disposición de estas especies se restringe a individuos remanentes en cañadas o sitios donde no es posible la entrada de grúas o su aprovechamiento para esa zona no está permitido; *Clethra mexicana* (Imagen 17), *Ilex discolor*, *Salix sp.*, e incluso *Alnus jorullensis*, que no representan un valor agregado para la comunidad, no reciben un tratamiento silvicultural adecuado y a futuro no representarán parte de la estructura y composición forestal al no existir árboles semilleros remanentes que permitan su desarrollo.

La explosión demográfica de pequeñas plántulas para coníferas y latifoliadas, se asocia a lo descrito por Kneeshaw y Bergeron (1998), ya que en su estudio realizado en un bosque boreal de Canadá, observaron que en bosques jóvenes dominados por *Populus tremuloidea*, los claros (pequeños) son reemplazados principalmente por especies tolerantes a la sombra (coníferas) y en los bosques seniles, en los claros (grandes) existe una competencia intraespecífica mayor, entre herbáceas, arbustos y árboles (regeneración), por ello la apertura de claros en el año de manejo forestal 2015, al ser de recién aplicación, presenta ese incremento en plántulas de *P. pseudostrobus*, comportamiento que se ajusta a un bosque dominado por una conífera, empero esta no se asocia al comportamiento de bosques boreales seniles, ya que el bosque que presenta estas características seniles es 2015 y Sm, sin embargo el 2007 y 2010, presentan una competencia interespecífica mayor; en términos descriptivos que 2015. Esto no infiere que el comportamiento de 2010 sea de un bosque que entrará en pronta recuperación como 2007, ya que en los próximos diez años 2010 y 2015, no cumplirán con la densidad requerida para una recuperación (abundancia) ecosistémica significativa, por lo que, se sugiere incrementar el ciclo de corta a 20 años para garantizar la recuperación gradual del bosque.



Imagen 17. Corteza de *Clethra mexicana*

Fotografía: Estrada-Valdés, G.

9. CONCLUSIÓN

La abundancia y dominancia de *Pinus pseudostrobus* permite el aprovechamiento selectivo en todas sus categorías de diámetro, implementando actividades de remoción de otras especies forestales, reduciendo así su composición y favoreciendo el establecimiento de bosques monoespecíficos.

La estructura del bosque después del aprovechamiento muestra una recuperación gradual. Sin embargo; el incremento del ciclo de corta y la implementación de diámetros mínimos de aprovechamiento, podrían garantizar esta recuperación.

La apertura de claros y cobertura del dosel determina la presencia y/o abundancia de especies, su emergencia, crecimiento y establecimiento (renuevo) está determinado por el gremio ecológico, la competencia y las actividades silvícolas en el bosque bajo manejo.

10. RECOMENDACIONES

Realizar el censo forestal previo al aprovechamiento con base a las AT y AFL promedio para utilidad socioeconómica con base a la caracterización de diámetros mínimos de corta.

Los aprovechamientos forestales en bosques templados, deberían incrementar su ciclo de corta a 20 años, con la finalidad de permitir la recuperación biológica de los rodales.

Es fundamental el estudio por gremios ecológicos para identificar las características necesarias para una adecuada regeneración forestal posterior a un aprovechamiento. Asimismo redireccionar las prácticas silviculturales hacia estas características ecológicas.

En bosques mixtos realizar el manejo considerando la abundancia, frecuencia, dominancia, gremio ecológico y estrato arbóreo, con la finalidad de reducir el impacto sobre el potencial biológico y genético de los bosques.

11. ANEXOS

Caminos de arrastre



Daño a los árboles con cables de grúa



12. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta H. C. C., Luna, M., Octavio, P., Morales, Z., Galindo, J., Noa J. C., Vázquez, S. M., Iglesias, L. G., 2011. Efecto del Aprovechamiento Forestal sobre la variación morfológica de *Juglans pyriformis* Liebm. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 17: 379-388.
- Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J., 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. Science. 297: 999-1002.
- Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N., Bonilla, M. A., 2016. Revisión del concepto ecosistema como "unidad de la naturaleza" 80 años después de su formulación. Ecosistemas. 25: 83-89.
- Balvanera, P., 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. Ecosistemas. 21: 136-147.
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., Grebner, D. L., 2017. Forest Management and Planning. 2a. Academic Press. Elsevier. Pag. 1-349.
- Bodin, Ö., Tengö, M., Norman, A., Lundberg, J., Elmqvist, T., 2006. The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. Ecological applications. 16: 440-451.
- Bonan, G. B., 2008. Forests and Climate Change: Forcing, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. Science. 320: 1444-1449.
- Brokaw, N.V.L., 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. Biotropica 11: 158-160.
- Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M., Wolf, J.H.D. and De Jong, B.H.J., 2000. Germination and survival of tree species in disturbed forests of the highlands of Chiapas, Mexico. Canadian Journal of Botany 78: 1309–1318.
- Cayuela, L., Granzow-de la Cerda, I., 2012. Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales. Ecosistemas. 21: 1-5.
- Cruz E. A., González, G. E., Ronel, P., 2012. Nota de la variación en la riqueza específica de mamíferos entre áreas de conservación y de aprovechamiento forestal en la Sierra Madre de Oaxaca. Therya. 3: 327-332.
- Chávez, C. J. M., Ramírez G. G., Medina, M. 2005. La conservación del bosque en Tetela del Volcán, Morelos, vista a través de un análisis situacional. Madera y Bosques, 11: 3-17.

- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Guimarães V. I. C., Wilson, S. J., 2016. When is a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*. 45: 538-550.
- Child, B., 2004., *Parks in transition: Biodiversity, rural development and the bottom line*. London, England: Earthscan, p.267.
- Dávalos, S. R., 1996. Importancia ecológico-económica del aprovechamiento de los bosques. *Madera y Bosques*, 2:3-10.
- de Römer, A. H., Kneeshaw, D. D., Bergeron, Y., 2007. Small gap dynamics in the southern boreal forest of eastern Canada: Do canopy gaps influence stand development? *J. VEG. SCI*. 18: 815-826.
- Denslow, J. S., 1987. Tropical Rainforest gaps and tree species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 431-451.
- Duncker, P. S., Barreiro, S. M., Hengeveld, G. H., Lind, T., Mason, W. L., Ambrozy, A., Spiecker, H., 2012. Classification of Forest management approaches: a new conceptual framework and its applicability to European forestry. *Ecology and Society*. 17 (4): 51.
- Encina, D. J. A., Zárate, L. A., Estrada, C. E., Valdés, R. J., Villarreal, Q, J. A., 2009. Composición y aspectos estructurales de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Acta Bot. Mex.* 86: 71-108.
- Espinosa, C.I., de la Cruz, M., Luzuriaga, A.L., Escudero, A., 2012. Bosques secos del Neotrópico: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21: 167-179.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Snyder, P- K., 2009. Global Consequences of land use. *Science*. 309: 570-574.
- Ford-Robertson, F.C., 1971. *Terminología de ciencias forestales, prácticas tecnológicas y productos*. Society of American Foresters, Washington DC
- Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P., García-Barrios, L., 2002., Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. In highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology*. 162:259-272.

- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M. C., Froberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andren, H., Moberg, F., Moen, J., Bengtsson, J., 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat. Commun.* 4: 1340.
- Gaston, K.J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405:220-227.
- Gea-Izquierdo, G., G. Martínez, J. M. Cellini, M. V. Lencinas., 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* primary forests. *Forest Ecology and Management.* 201: 335-347.
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., Ruacho-González, L., López-Enríquez, I. L., 2012. Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: Una síntesis. *Acta Bot. Mex.* 100: 351-403.
- Granados-Sánchez, D., López-Ríos, G. F., Hernández-García, M. A., 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Rev. Chapingo Ser. Cie.* 13:67-83.
- Hanewinkel, M., Cullman, D. A., Schelhaas, M., Nabuurs, G., Zimmermann, N. E., 2012. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature climate change.* 3: 203-207.
- Hartshorn, G. S., 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. Pages 617–638 in P. B. Tomlinson and M. H. Zimmermann, editors. *Tropical trees as living systems.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hyde, W. F., Amacher, G. S., Magrath, W., 2001. Deforestación y aprovechamiento forestal. *Gaceta Ecológica.* 59: 36.
- IGCEM, 2012. Información para el desarrollo del Plan Municipal: Coatepec Harinas. Gobierno del Estado de México. 55 pág.
- Ignacio-Ruiz, N., Rangel-Villafranco, M., Cárdenas-Camargo, I., 2014. Estructura del bosque y propagación de dos especies de encinos con micorrizas en el Estado de México. *Revista Iberoamericanas de Ciencias.* 1: 136-144.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkinen, K., Byrne, K. A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma.* 137: 253–268.
- Kellner, J. R., Clark, D. B., Hubbell, S. P., 2009. Pervasive canopy dynamics produce short-term stability in a tropical rain forest landscape. *Ecology letters.* 12: 155-169.

- Kneeshaw, D. D., Bergeron, Y., 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the Southeastern Boreal Forest. *Ecology*. 79(3):783-794.
- Koleff, P., Urquiza – Haas, T., Contreras, B., 2012. Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Ecosistemas*. 21: 6-20.
- Kucbel, S., Jaloviar, P., Saniga, M., Vencurik, J., Klimas, V., 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *Eur. J. For. Res.* 129: 249–259.
- Levers, C., Verkerk, P. J., Müller, D., Verburg, P. H., Butsic, V., Leitão, P. J., Lindner, M., Kuemmerle, T., 2014. Drivers of forest harvesting intensity patterns in Europe. *For. Ecol. Manag.* 315: 160-172.
- López-Upton, J., 2002. *Pinus pseudostrabus* Lindl. In: Tropical Tree Seed Manual. J. A. Vozzo. USDA Forest Service.
- McMichael, A. J., Powles, J. W., Butler, C. D., Uauy, R., Food, livestock production, energy, climate change, and health. *Lancet*. 370: 1253-1263.
- Musco, A., Bagnato, S., Sidari, M., Mercurio, R., 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *J. For. Res.* 25 (4), 725–736.
- Ochoa G. J., 2000. Efectos de la Extracción de Maderas sobre la Diversidad de mamíferos Pequeños en Bosques de Tierras Bajas de la Guayana Venezolana. *Biotropica*. 32:146-164.
- Owen, O., 2000. Conservación de recursos naturales. Pax México. 648 pág.
- Pagdee, A., Kim, Y., Daugherty, P. J., 2006. What makes community forest management successful: a meta-study from community forests throughout the world. *Social and Natural Resources*. 19: 33-52.
- Page, L. M., Cameron, A. D., 2006. Regeneration dynamics of Stika spruce in artificially created forest gaps. *For. Ecol. Manag.* 221: 260-266.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Roemermann, M., Bijlsma, R. J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Teresa Sebastia, M., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: metaanalysis of species richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24: 101–112.

- Poorter, L., Rose, S. A., 2005. Light-dependent changes in the relationship between seed mass and seedling traits: a meta-analysis for rain forest tree species. *Oecologia*. 142:378-387.
- Ramírez, M.J.J., 1998. Aprovechamiento y manejo silvícola de los recursos forestales en seis municipios de la región Oeste del Estado de Jalisco. Professional Thesis. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, México.
- Rebbeck, J., Hutchinson, T., Iverson, L., Yaussy, D., Fox, T., 2017. Distribution and demographics of *Ailanthus altissima* in an oak forest landscape managed with timber harvesting and prescribed fire. *For. Ecol. Manag.* 401: 233-241.
- Ricklefs, R. E., 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *American Naturalist*. 111: 376–381.
- Rojas, J. F., Prieto, M. R., Álvarez, J., Cesca, E., 2009. Procesos socioeconómicos y territoriales en el uso de los recursos forestales en Mendoza desde fines del siglo XIX hasta mediados del XX. *Desarrollo y Territorio*. 7: 1-33.
- Rzedowski, J., 2006. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sánchez-González, A., 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques*. 14:107-120.
- Saunders, D. A, Hobbs R. J, Margules C. R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18–32.
- Seidel, D., Ammer, C., Puettmann, K., 2015. Describing forest canopy gaps efficiently, accurately, and objectively: New prospects through the use of terrestrial laser scanning. *Agric. For. Meteorol.* 213: 23-32.
- SEP., 2014. Producción Forestal. Trillas. 4ª. México. Pag. 176.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688.
- Spurr, S. H., Barnes, B. V., 1980. *Ecología Forestal*. AGT editor, S. A. 3ª. México, D.F. Pag 693.
- Tello, E. R., Flores, F. J., 2010. Estructura y composición florística del bosque de la llanura aluvial del río Nanay, Loreto, Perú. *Conoc. Amaz.* 1: 23-31.
- Vilén, T., Gunia, K., Verkerk, P. J., Seidl, R., Schelhaas, M. J., Lindner, M., Bellassen, V., 2012. Reconstructed forest age structure in Europe 1950–2010. *For. Ecol. Manag.* 286: 203–218.

- Vitousek, P. M, Mooney, H. A, Lubchenco J, Melillo J. M., 1997. Human dominance of earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–499.
- Waring, R. H., 2002. *Temperate Coniferous Forests*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester. Pag. 560-565.
- Yamamoto, S., 2000. Forest Gap Dynamics and Tree Regeneration. *J. For. Res.* 5:223-229.
- Zacarias-Eslava, L. E., Cornejo-Tenorio, G., Cortés-Flores, J-. González-Castañeda, N. y Ibarra-Manríquez, G., 2011. Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:854-869.
- Zamora, M. M. C., 2016. Superficie Forestal actual. *Rev. mex. de cienc. forestales.* 35 (7).