



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
COLEGIO DE GEOGRAFÍA**

**ANÁLISIS DE LOS FUNDAMENTOS DE DOS
SISTEMAS SILVÍCOLAS Y SUS EFECTOS SOBRE
LA COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL EN BOSQUES
TEMPLADOS DEL CENTRO DE MÉXICO**

T E S I S

que para obtener el título de:

LICENCIADA EN GEOGRAFÍA

Presenta:

KARINA JIMENEZ VALLE

DIRECTOR DE TESIS:

DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO



Ciudad Universitaria, Cd. Mx., 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y la Facultad de Filosofía y Letras por ser espacios que me permiten aprender, conocer, discutir y sobretodo producir ideas y realidades con y para la sociedad. Asimismo, a todxs quienes la hacen posible.

Al Instituto de Geografía por el apoyo otorgado durante el periodo Agosto 2013- Enero 2015 a través del programa de becas “Iniciación a la Investigación”.

Al proyecto DGAPA-PAPIIT-UNAM (IN104515) “Influencia de la química, morfología y área foliar de tres especies arbóreas sobre la productividad, descomposición y respiración del suelo en bosques templados del centro de México” por la beca “Licenciatura/Titulación” durante el periodo de enero- junio del 2016, y “Licenciatura/Realización tesis” durante julio-agosto del 2016, así como por el financiamiento otorgado para la llevar a cabo este proyecto.

A Leopoldo Galicia Sarmiento por brindarme la oportunidad de integrarme a su grupo de investigación. Asimismo, ser mi tutor en este trabajo y compartir largas conversaciones acerca del tema, y otros. Agradezco mucho todo tu apoyo y los aportes hacia mi persona. Los dos hemos aprendido mucho durante todo este tiempo.

A todas las personas que trabajan en el Ejido Llano Grande, Chignahuapan, Puebla, por las facilidades y ayuda otorgadas para comenzar y terminar este proyecto. Con la esperanza de que el trabajo sea proporcional a todo su apoyo y contribuya a mejores tiempos. Asimismo, a las autoridades y asesores técnicos del Ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán, Puebla, por la información proporcionada para realizar parte de este proyecto. Ojalá el trabajo de pie a discusiones.

Al Dr. Vidal Guerra de la Cruz del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias en Tlaxcala. Agradezco todo el apoyo, conocimiento, información y ayuda brindada durante todo el proceso. ¡Muchas gracias!

A lxs compañerxs del taller de “Ecología de la biota del suelo: su papel en la dinámica, funcionamiento y restauración de los ecosistemas” de la Facultad de Ciencias por su ayuda en el trabajo de campo. En especial a la Dra. Irene Sánchez Gallen por la ayuda y las observaciones realizadas durante todo el trabajo.

A lxs compañerxs del Laboratorio de Biodiversidad del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala. Gracias por la ayuda en el trabajo de campo, observaciones, discusiones y sistematización de la información dentro del proyecto, además de su grata compañía.

Al licenciado en Geografía Balam Castro, por apoyarme durante el trabajo de campo y gabinete, las vastas conversaciones y la buena música durante el camino.

A los miembros del jurado. Dra. Leticia Gómez Mendoza, Mtra. María Pérez Martín, Mtra. Margarita Franco y Mtro. José Mauricio Galeana Pizaña, por los comentarios que permitieron mejorar la tesis y que surgieran nuevas preguntas.

AGRADECIMIENTOS (MÁS) PERSONALES

A mi familia por creer en mí. Alicia, Elena y Lorena por ser mis eternas compañeras. Gracias por motivarme a terminar este proyecto cada vez que me regañaban por mis múltiples distracciones. Ahora es tiempo de que yo las moleste (ayude) a ustedes. Las quiero. A mi padre por todo el apoyo y cariño, así como los consejos y experiencias que me ha compartido durante todo este tiempo, y que aunque lo dude, las tengo presentes. A mi madre por todo el amor y sobre todo ayuda incondicional que me brinda cada día. Los admiro a los dos.

Citlalli, Gabriela, Karina y Viridiana, mis amigas de toda la vida. Lo único que lamento de terminar esto es que el argumento de “estoy haciendo la tesis” ya no puede ser un pretexto y disculpa para faltar a nuestras reuniones. Las quiero mujeres y espero que sigan presentes.

A mis amigxs y compañerxs del Colegio de Geografía: Estela, Eli, Cesar, Johana, Balam y muchxs más con los que he compartido bellos momentos que sin duda han cambiado mi vida.

A todxs los compañerxs que he conocido en el cubículo 34 del Instituto de Geografía con lxs que he podido conversar, reír y tener algún apoyo en este proyecto y otros ¡Gracias!

A lxs amigxs y compañerxs del seminario de “Sesión: Introducción al Concepto de Desastre” del Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social. He aprendido mucho de ustedes y les agradezco todo los buenos momentos que hemos tenido ¡Lxs quiero chicxs!

A todas aquellas personas que he conocido durante todo este tiempo y que siempre tuvieron y tienen para mí un abrazo, una sonrisa, un pedazo de comida, una palabra de aliento, un detalle y, sobretodo, tiempo para discutir ideas. Aquellas que me han enseñado a ver desde otras perspectivas y creer que es posible otra realidad, así como reconocer que todos tenemos la capacidad creadora de transformar el mundo. Me comprometo a apoyar a sus hijxs, hermanxs, padres y madres, amigxs para que la educación y la ciencia no dejen de ser una trincheras de batalla.

Finalmente, a Manet, Morris y Canela. Esos seres de cuatro patas que me aman a pesar de que muchas veces no les presté atención, pero siempre me acompañaron en mis ratos de escritura. Los adoro con todo mí ser.

Dedicatoria

Fernando, Lucia, Nieves, Viviana.

Gracias por contarme e incluirme en su vida, por enseñarme que nunca es tarde para transformarse a uno mismo y porque vale la pena querer a los demás.

CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS	7
ÍNDICE DE FIGURAS	8
RESUMEN	10
INTRODUCCIÓN	12
I. MARCO TEÓRICO	18
I.1 ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y FUNCIONAMIENTO DE LOS BOSQUES TEMPLADOS	18
I.1.1. Atributos y componentes estructurales	19
I.1.2. Estructura y procesos ecosistémicos	24
I.1.3. Estructura y complejidad.....	26
I.2. MANEJO FORESTAL Y SILVICULTURA	38
I.2.1. Fundamentos silvícolas	38
I.2.2. Sistemas silvícolas	41
I.2.3. Manejo forestal en México.....	50
II. MÉTODOS.....	53
II.1. SITIO DE ESTUDIO.....	54
II.1.1. Ejido Llano Grande, Chignahuapan.....	56
II.1.2. Ejido Las Minillas, Ixtacamaxtitlán.....	60
II.2. DISEÑO DE MUESTREO.....	62
II.2.1. Muestreo de la vegetación	64
II.3. ANÁLISIS DE DATOS	69
III. RESULTADOS	75
III.1. MÉTODO DE DESARROLLO SILVÍCOLA.....	75
III.1.1. Medidas dasométricas y estructura vertical.....	75
III.1.2. Estructura diamétrica y de alturas	78
III.1.3. Diversidad.....	88
III.1.4. Residuos leñosos gruesos	93
III.1.5. Correlación entre variables.....	95
III.1.6. Estructura horizontal.....	97
III.2. MÉTODO MEXICANO DE ORDENACIÓN DE BOSQUES IRREGULARES	107
III.2.1. Medidas dasométricas y estructura vertical.....	107
III.2.2. Estructura diamétrica y de alturas	110
III.2.3. Diversidad.....	120
III.2.4. Correlación entre variables.....	124
IV. DISCUSIÓN	126
IV.1. MÉTODO DE DESARROLLO SILVÍCOLA.....	126
IV.1.1. Medidas dasométricas y estructura vertical.....	126
IV.1.2. Diversidad	128
IV.1.3. Residuos leñosos	131
IV.1.4. Correlación entre variables.....	133

IV.1.5. Estructura horizontal	134
IV.2. MÉTODO MEXICANO DE ORDENACIÓN DE BOSQUES IRREGULARES	137
IV.2.1. Medidas dasométricas y estructural vertical	137
IV.2.2. Diversidad	139
IV.2.3. Residuos leñosos	141
IV.2.4. Estructura horizontal	142
IV.2.5. Correlación entre variables.....	143
IV.3. COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL	144
CONCLUSIONES	149
Observaciones finales	152
REFERENCIAS	154

Índice de tablas

Tabla 1. Atributos estructurales utilizados para la descripción de la estructura.....	21
Tabla 2. Esquemas de desarrollo del rodal	28
Tabla 3. Definiciones y contenidos en torno al concepto de complejidad estructural.	35
Tabla 4. Rodales con sistemas de manejo MDS y MMOBI con distintos tratamientos	63
Tabla 5. Criterios de clasificación del grado de descomposición de necromasa.....	67
Tabla 6. Índices de diversidad y estructura.	72
Tabla 7. Características dasométricas por intervención del MDS.....	77
Tabla 8. Composición y abundancia de especies arbóreas en sitios bajo el MDS.	91
Tabla 9. Índice de riqueza de especies (S), índice de diversidad de Shannon (H') e índice de equitatividad (E) de los sitios con tratamientos del MDS.	92
Tabla 10. Características de residuos leñosos gruesos por tratamiento del MDS.....	94
Tabla 11. Correlación entre variables de la estructura vertical del MDS.....	96
Tabla 12. Frecuencia relativa de vecinos por árbol de referencia de cada tratamiento del MDS	100
Tabla 13. Características dasométricas de diversas intervenciones del MMOBI.....	109
Tabla 14. Composición y abundancia de especies arbóreas en sitios bajo el MMOBI.....	122
Tabla 15. Índice de riqueza de especies (S), índice de diversidad de Shannon (H') e índice de equitatividad (E) por estrato de los rodales bajo diversos tratamientos del sistema MMOBI.	123
Tabla 16. Correlación entre variables de la estructura vertical del MMOBI..	125
Tabla 17. Efecto de los métodos en los atributos estructurales y su efecto que tienen sobre la complejidad estructural.....	147

Índice de figuras

Figura 1. Ciclo silvícola hipotético.	43
Figura 2. Esquema metodológico del proceso de la información.....	53
Figura 3. Mapa de ubicación de la región “Chignahuapan- Zacatlán”, el Ejido Llano Grande, Chignahuapan y Ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán.	55
Figura 4. Método de árboles padres.....	58
Figura 5. Método de corta total.	59
Figura 6. Método de cortas selectivas individuales..	61
Figura 7. Diseño de muestreo por cuadros	64
Figura 8. Diseño de muestro para la medición del estrato herbáceo	65
Figura 9. Diseño de muestro para la medición del estrato arbustivo.....	66
Figura 10. Diseño de muestreo por transectos lineales.	66
Figura 11. Esquemización de grupo estructural.	68
Figura 12. Estructura de alturas de rodales posterior a la corta de liberación etapa final. ...	79
Figura 13. Estructura de alturas de rodales posterior a la primera corta de aclareo.	80
Figura 14. Estructura de alturas de rodales posterior a la segunda corta de aclareo en su fase inicial	81
Figura 15. Estructura de alturas de rodales con segunda corta de aclareo en su fase final. .	82
Figura 16. Estructura diamétrica de rodales posterior a la corta de liberación etapa final..	84
Figura 17. Estructura diamétrica de rodales posterior a la primera corta de aclareo.	85
Figura 18. Estructura diamétrica de rodales posterior a la segunda corta de aclareo en su fase inicial.....	86
Figura 19. Estructura diamétrica de rodales con segunda corta de aclareo en su fase final.	87
Figura 20. Número de especies por estrato y tratamiento del MDS.....	92
Figura 21. Volumen relativo por condición de residuos leñosos gruesos en los diferentes tratamientos del MDS.....	95
Figura 22. Frecuencia Distribución de la mezcla de especies por grupo estructural (GE)...	99
Figura 23. Frecuencia de distribución espacial.	102
Figura 24. Frecuencia de diferenciación de diámetros por GE.	104
Figura 25. Frecuencia de diferenciación de alturas por GE.	106
Figura 26. Estructura de alturas de sitios a cuatro años de ser intervenidos.	111

Figura 27. Estructura de alturas de sitios a cuatro años de ser intervenidos.	112
Figura 28. Estructura de alturas de sitios a seis años de ser intervenidos.	113
Figura 29. Estructura de alturas de sitios de ocho años de ser intervenidos.....	114
Figura 30. Estructura diamétrica de sitios a dos años de ser intervenidos.	116
Figura 31. Estructura diamétrica de sitios a cuatro años de ser intervenidos.	117
Figura 32. Estructura diamétrica de sitios a seis años de ser intervenidos.	118
Figura 33. Estructura diamétrica de sitios de ocho años de ser intervenidos.	119
Figura 34. Número total de especies por estrato y tratamiento del MMOBI.	123

RESUMEN

En la actualidad, la forma dominante de aprovechamiento de los bosques consiste en el manejo productivo con fines mercantiles enfocados en la producción y cosecha de madera. Esto ha repercutido en el desarrollo de conceptos y visiones, desde la silvicultura, que se han generalizado y que conciben al bosque como una unidad homogénea y estática. Los sistemas silvícolas no incluyen la complejidad de la estructura, dejando de lado atributos como la distribución espacial, la diversidad de tallas de los individuos, el número de estratos, los residuos leñosos, la riqueza y la composición de especies, entre otros. En este trabajo se evaluó los efectos de dos de los sistemas silvícolas más empleados a nivel nacional, el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) y el Método de Manejo de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), sobre la complejidad estructural de los bosques. El MDS se caracteriza por producir masas forestales regulares y mono-específicas, mientras que el MMOBI por mantener una cobertura permanente de la vegetación y una distribución irregular del estrato arbóreo. Se seleccionaron rodales bajo diversas etapas y prácticas de aprovechamiento de cada sistema silvícola en dos ejidos de la Sierra Norte de Puebla. Se realizó un muestreo estructural de la vegetación por medio de parcelas (20 m x 20 m) y transectos lineales (20 m), donde se midieron atributos estructurales, de forma horizontal y vertical, relacionados con la complejidad estructural. Los resultados sugieren que las prácticas del MDS tienen un efecto negativo en la mayoría de los atributos estructurales que caracterizan la complejidad estructural en comparación con el MMOBI. En el MDS la corta total y las cortas de aclareo redujeron la variación de la talla de los árboles, la diversidad de especies arbóreas y sotobosque, y una tendencia a la uniformidad en la distribución espacial del estrato arbóreo. En el caso del MMOBI las cortas de selección tuvieron un efecto positivo en la diversidad de tamaños del estrato arbóreo y la diversidad del sotobosque,

pero no en la diversidad arbórea. En ambos casos, la remoción y escasa presencia de residuos leñosos de una variedad de tamaños y estados de descomposición repercutió negativamente en la complejidad estructural. Si bien estos sistemas silvícolas están planteados en términos de producción maderera, es necesario replantear los fundamentos silvícolas y con el fin de mantener funciones ecosistémicas como la productividad y el hábitat para la vida silvestre, así como la biodiversidad.

Palabras clave: bosques templados, complejidad estructural, manejo forestal, Método de Desarrollo Silvícola, Método de Ordenación de Bosques Irregulares, silvicultura.

INTRODUCCIÓN

“El hombre es la naturaleza tomando conciencia de sí misma”
Élisée Reclus

En México los bosques templados ocupan cerca del 17 % del territorio nacional y se consideran el segundo ecosistema con mayor distribución después de las selvas altas perennifolias (1%) y las selvas bajas caducifolias (9%) (Challenger 1998). A diferencia de los bosques templados de Norteamérica, su distribución tiene una fuerte influencia por la altitud (entre los 1200 a 4000 msnm). Por ello se localizan principalmente en las zonas montañosas del país: Sierra Madre Occidental, Oriental, del Sur y del Sur de Chiapas, el Eje Neovolcánico, la Sierra Norte de Oaxaca y los Altos de Chiapas (Challenger *et al.* 2008). Sin embargo, algunas especies que caracterizan este ecosistema están mezcladas con otras especies en las planicies tropicales y el Altiplano (Challenger *et al.* 2008). A partir de las condiciones climáticas, los bosques se dividen en bosques de clima templado subhúmedo y bosques de clima templado húmedo (Challenger *et al.* 2008), los primeros ocupan la mayor extensión en el país.

Los tipos de vegetación que abarca este ecosistema son diversos: aproximadamente el 14% son bosques mixtos, 5% son bosques de latifoliadas, y 1% otras coníferas (oyamel, ayarín, cedro y tascate; Rzedowski 2006, Challenger *et al.* 2008). La heterogeneidad geológica, topográfica, climática y edáfica en los bosques ha ocasionado alta diversidad genética y de especies (Benítez y Bellot 2003). De hecho el país es considerado el mayor centro de diversidad mundial de los pinos, con alrededor de 50% de las especies conocidas, y el centro de diversidad hemisférica de encinos, con alrededor de 33% de las especies conocidas del mundo (Nixon 1993; Styles 1993; Challenger 2003; Koleff *et al.* 2004; Challenger *et al.* 2008). Asimismo, se ha reconocido aproximadamente el 25% de la flora

fanerogámica del país (7,000 especies; Challenger *et al.* 2008), por lo que se consideran fuente importante de la biodiversidad en México (Escalante y Aroche 2000). Además de caracterizarse por sus especies, composición genética (Hunter 1999) y características biofísicas, los bosques templados se distinguen de otros ecosistemas por su estructura, composición y funcionamiento (Franklin *et al.* 2002). Los bosques desempeñan funciones básicas en el ciclo del agua y carbono (Pan *et al.* 2011), regulación climática (Parker 1995) y la supervivencia de una gran cantidad de especies vegetales y animales que habitan en ellos (Escalante y Aroche 2000).

Los bosques son modificados y producidos en su estructura y funcionamiento mediante la práctica (Lindenmayer y Franklin 2002). Esto se refleja en la manipulación de sus componentes y relaciones con el fin de lograr una estructura deseada. Es este caso, resulta fundamental el estudio de las relaciones ecológicas en el contexto donde la condición de los ecosistemas forestales es el resultado de uso y producción social (Sanderson *et al.* 2002; Kareiva *et al.* 2007). Dentro de la relación sociedad-naturaleza dominante, específica de la modernidad, la importancia de los bosques radica en diversos usos principalmente de tipo mercantil. La producción maderable es la principal, aunque en las últimas décadas se han creado otros “bienes” (captura de agua y carbono, biodiversidad), ecoturismo, entre otros. Geldenhuys (1994) indica más del 80 % de los suministros de madera industrial se producen y extraen en los bosques templados y bosques boreales mundo, y esta cifra sigue incrementando (FAO 2016). Esto tiene implicaciones en las formas de organización y relación social, que inciden en la estructura, composición y funcionamiento de estos ecosistemas

En el caso los fundamentos silvícolas se centran únicamente en optimizar la cantidad y calidad de los productos de madera (Puettmann *et al.* 2016). Para ello, se

concentra en especies con cierto potencial genético de crecimiento, o se opta por aquellas de importancia comercial, generando la modificación de la estructura y composición del bosque (O'Hara 2001; Chapela *et al.* 2012; Zerecero y Pérez 1981). Además, los sitios no productivos y los árboles muertos son vistos como “desperdicio”; se pretende dar regularidad y uniformidad mediante el control de la densidad y espaciamiento de los árboles, y otros componentes son considerados en términos de su impacto en la sobrevivencia y crecimiento de los árboles individuales (Puettmann *et al.* 2016). Asimismo, deja de lado objetivos como la conservación de la biodiversidad y de las funciones ecológicas (captura de agua, hábitat, entre otras) de estos ecosistemas (Franklin *et al.* 2002).

Los silvicultores reconocen la importancia del estudio de la estructura para el aprovechamiento de los bosques. Sin embargo, las investigaciones se han concentrado en la caracterización de estos aspectos en un tiempo dado, sin llevar un monitoreo o comparación entre los diversos tratamientos y su efecto a través del tiempo. Asimismo, no consideran la complejidad de las respuestas y relaciones entre los atributos estructurales. Ejemplo de ello, es la preponderancia en estudios de aspectos dasométricos (diámetro normal, altura, edad) (Gadow *et al.* 2002).

Por otra parte, la cosecha de madera tiene repercusiones no sólo en el estrato arbóreo, sino en toda la comunidad vegetal y los procesos ecosistémicos. Existen pocos datos sobre los efectos a largo plazo del manejo forestal en las comunidades de plantas del sotobosque (Thomas *et al.* 1999). Por ejemplo, la apertura de claros durante la tala favorece la colonización de especies demandantes de luz tanto de árboles, como de hierbas y arbustos (Roberts 2004; Van Pelt y Franklin 1999; Wilson 2009). Esto repercute en la demografía, regeneración y diversidad de las especies, alterando los patrones sucesionales

de los ecosistemas (Franklin *et al.* 2003; Brewer *et al.* 2012; Long *et al.* 2004). Asimismo, la conservación o eliminación de estructuras tiene un efecto en la competencia y mortalidad de los individuos repercutiendo en su heterogeneidad espacial (Van Pelt y Franklin 1999).

En México, los bosques templados son la principal fuente de extracción y producción de madera para fines comerciales. Se estima que tienen alrededor del 50% de las existencias maderables y los valores más altos de producción y extracción (> 90 %; SEMARNAT 2014). Además del recurso maderable en los bosques se producen y extraen resinas, fibras, ceras, taninos, hongos, heno, musgo, raíces, frutos, flores, semillas y tierra de monte (SEMARNAT 2014). Se considera que más de la mitad de la extensión “original” de los bosques templados ha sido convertida en tierras agrícolas y de pastoreo (Benítez y Bellot 2003). Esto ha tenido repercusiones en la diversidad genética, la productividad y la permanencia de los bosques (Mendoza y Del Ángel 1999).

En el país, la mayor parte de la producción y extracción maderable proviene de la Sierra Madre Occidental, seguida del Sistema Volcánico Transversal (SEMARNAT 2014). Asimismo, el 60% de los bosques son propiedad comunal y ejidal (Madrid *et al.* 2009). La mayor parte de las comunidades con manejo forestal en México aprovechan los bosques de coníferas y robles, particularmente en los estados de Chihuahua, Durango, Michoacán, Guerrero, Puebla y Oaxaca (Bray *et al.* 2007). En las últimas décadas esta región ha tenido una activación del manejo forestal destacando la región "Chignahuapan-Zacatlán", Puebla, donde se encuentra más de la mitad de la superficie bajo manejo forestal y casi el 50% de la industria forestal (CONAFOR 2014). Los municipios de Chignahuapan e Ixtacamaxtitlán son los municipios más reconocidos debido a que concentra más del 75 % de la producción forestal, siendo el pino la especie más explotada. (CONAFOR 2014; H. Ayuntamiento de Chignahuapan 2014). Las técnicas y labores silvícolas que se llevan a cabo en la región se

basan en los dos sistemas de manejo forestal más importantes a nivel nacional: el MDS y el MMOBI. En la región se han realizado estudios de caracterización y diagnóstico para emitir propuestas de planeación en la cadena de producción de la región (CONAFOR 2014), así como la identificación de los programas y sistemas de manejo que se llevan a cabo. Sin embargo, en ambos sistemas la investigación en torno a los efectos de las prácticas sobre la vegetación es escasa. Cada uno de los sistemas de manejo tiene diferente potencial de afectar la diversidad y la estabilidad del ecosistema forestal, esto depende de qué aspectos consideran o no en el desarrollo de la comunidad vegetal (Thomas 1979). Sin embargo, la comparación de los impactos de los sistemas silvícolas tradicionales regulares e irregulares muestra de que manera las prácticas silvícolas puede reducir la gama de opciones posibles que ofrece los bosques naturales (Puettmann *et al.* 2016).

El presente trabajo pretende analizar los fundamentos del Método de Desarrollo Silvícola y del Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares e identificar sus efectos sobre la complejidad estructural en bosques templados del centro de México.

Para ello se definieron los siguientes objetivos particulares:

- 1) Examinar los aspectos estructurales y de composición del estrato arbóreo, sotobosque y piso forestal bajo diferentes tratamientos en dos sistemas de aprovechamiento forestal.
- 2) Analizar el efecto del MDS sobre la distribución espacial del estrato arbóreo.
- 3) Evaluar si los principios y prácticas silvícolas del MMOBI y MDS reproducen las estructuras que prevén.

La tesis se divide en cuatro apartados. El primero aborda los aspectos teóricos acerca de la estructura de los bosques templados y un acercamiento a la propuesta de la complejidad estructural. Asimismo, se explican los fundamentos de la silvicultura y su

relación con los aspectos ecológicos. El segundo apartado se describe los métodos aplicados en la investigación que incluyen la descripción del sitio de estudio y la metodología aplicada. El tercer apartado muestra los resultados de los análisis y el efecto de los sistemas silvícolas sobre cada uno de los atributos estructurales seleccionados. En la cuarta sección se discute las consecuencias de las intervenciones silvícolas sobre los procesos y funciones, así como la complejidad estructural. Por último, se mencionan una serie de conclusiones y observaciones finales acerca de los efectos del manejo forestal en los sitios de estudio, fortalezas y debilidades del trabajo y cuestiones que faltan por resolver acerca del tema.

I. MARCO TEÓRICO

En este apartado se desarrollan los aspectos teóricos que sustentan esta tesis. Para ello se explican los principales conceptos para entender la estructura y su importancia en los ecosistemas forestales. Aunado a ello se realiza un análisis y discusión acerca de uno de los aspectos más importantes del manejo forestal: la silvicultura.

I.1 ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y FUNCIONAMIENTO DE LOS BOSQUES TEMPLADOS

La definición de los ecosistemas ha transitado de definirlos como entidades estáticas y sin cambio, a analizarlos a partir de las causas y efectos de y en los procesos ecológicos como la productividad primaria, la evapotranspiración, los disturbios, entre otros (Currie 2010). Algunos autores sugieren que existen características ecológicas claves para entender la dinámica de los procesos ecosistémicos a partir de la descripción de atributos relacionados con la composición, estructura y funcionamiento (Franklin *et al.* 1981; Franklin 1988; Lindenmayer y Franklin 2002; Noss 1990 en McElhinny *et al.* 2005).

McElhinny *et al.* (2005) y Franklin *et al.* (2002) definen la composición como la identidad, variedad y proporción de los elementos que forman a un ecosistema, y se evalúa a partir de la riqueza, abundancia y diversidad de especies. La estructura se refiere a la variación y arreglo espacial de los componentes de un ecosistema, tanto de forma horizontal como vertical, por ejemplo la altura, el diámetro y la distribución de los árboles (Franklin *et al.* 2002; McElhinny *et al.* 2005). Finalmente, el funcionamiento se refiere a qué, cómo y cuándo de las actividades colectivas de los organismos y sus efectos en las condiciones que lo rodean; por ejemplo la provisión del hábitat, la regulación de los ciclo de nutrientes, entre otros (Naeem *et al.* 1999; Franklin *et al.* 1981; Franklin *et al.* 2002; McElhinny *et al.* 2005). Se considera que estas tres características son interdependientes, es

decir, que la evaluación y cambio de una puede ser un indicador de la otra y procesos ecosistémicos (McElhinny *et al.* 2002; Gadow *et al.* 2012). Por ejemplo, un atributo estructural como la materia muerta puede ser un buen indicador de atributos funcionales como el proceso de descomposición y el ciclo de nutrientes (Franklin *et al.* 1981; McElhinny *et al.* 2002). Dada la “visibilidad” de la estructura, esta se considera como un sustituto de medida de otras características de composición y funcionamiento.

I.1.1. Atributos y componentes estructurales

La estructura es producto de los procesos biofísicos y se considera base para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Spies 1998). Las perturbaciones, la sucesión y los procesos ecosistémicos delinean su configuración y su variación en el espacio y tiempo (McElhinny *et al.* 2005). En consecuencia, la comprensión de la estructura puede ayudar a la descripción y la comprensión de la historia, el funcionamiento y las características de un ecosistema.

Una variedad de atributos se han utilizado para describir los componentes de la estructura, pero no existe un consenso acerca del número y las características que la definan de forma concreta (McElhinny 2002). Algunos atributos incluyen el tamaño, la forma, la condición, la composición, y la distribución espacial (Spies 1998; Tabla 1) y dependen de cada elemento del ecosistema. Por ejemplo, el tamaño se ha considerado a partir del diámetro y la altura de los individuos (árbol, arbusto, hierba). La forma se define a partir del aspecto de los elementos, por ejemplo el follaje. La condición se utiliza principalmente para definir el estado de cierto elemento, por ejemplo, el grado de descomposición de los restos leñosos. La distribución espacial de los elementos se puede identificar a partir de su disposición en la superficie siendo principalmente agregada, uniforme o aleatoria (Gadow *et*

al. 2012). La composición de los elementos se puede observar a partir de que especies conforman el ecosistema. Asimismo, todos los atributos estructurales varían de modo vertical y horizontal. La estructura vertical de los bosques puede ser definida a partir de la disposición de los individuos en capas. Por ejemplo, la altura de los árboles, el número de estratos y los residuos leñosos (Spies 1998). La estructura horizontal se refiere a la extensión y disposición de las características de los componentes (Gadow *et al.* 2012). Algunos atributos son: la cobertura y distribución del dosel y los claros; la densidad de árboles, hierbas y arbustos; la variación de diámetros y alturas de los árboles; la distribución espacial de los árboles, etcétera (Tabla 1).

Tabla 1. Atributos estructurales utilizados para la descripción de la estructura.

ELEMENTO	ATRIBUTO	FUENTE
Follaje	Número de estratos	Tanabe <i>et al.</i> (2001), Van Den Meersschaut y Vandekerkhove (1998), Maltamo <i>et al.</i> (1997), Uuttera <i>et al.</i> (1997), Koop <i>et al.</i> (1994), MacArthur y MacArthur (1961)
Dosel	Cobertura del dosel	Bettinger <i>et al.</i> (2008); Parkes <i>et al.</i> (2003), Watson <i>et al.</i> (2001), Van Den Meersschaut y Vandekerkhove (1998), Newsome y Catling (1979)
Diámetro del árbol	Diámetro normal	Bettinger <i>et al.</i> (2008); Tanabe <i>et al.</i> (2001), Ziegler (2000), Ferreira y Prance (1999), Uuttera <i>et al.</i> (1997), Acker <i>et al.</i> (1998), Spies y Franklin (1991)
	Distribución diamétrica	Bettinger <i>et al.</i> (2008); Aguirre <i>et al.</i> (2003); Bachofen y Zingg (2001), Uuttera <i>et al.</i> (2000), Ferreira y Prance (1999), Maltamo <i>et al.</i> (1997), Kappelle <i>et al.</i> (1996)
	Variación horizontal del diámetro normal	Zenner (2000); Aguirre (2002); Pommerening (2002)
Altura del árbol	Altura de los árboles	Bettinger <i>et al.</i> (2008); Dewalt <i>et al.</i> (2003), Bebi <i>et al.</i> (2001), Means <i>et al.</i> (1999), Spies (1998), Kappelle <i>et al.</i> (1996), Koop <i>et al.</i> (1994)
	Variación horizontal de la altura	Svensson y Jeglum (2001), Zenner (2000); Pommerening (2002)
	Distribución de alturas	Bettinger <i>et al.</i> (2008)

Tabla 1. Continuación

Espacio entre árboles	Número de árboles por hectárea	Bettinger <i>et al.</i> (2008); Bachofen y Zingg (2001), Uuttera <i>et al.</i> (2000), Ferreira y Prance (1999), Acker <i>et al.</i> (1998), Kappelle <i>et al.</i> (1996), Spies y Franklin (1991)
	Distribución espacial	Castellanos-Bolaños <i>et al.</i> (2010); Aguirre <i>et al.</i> (2003); Pommerening (2002)
Biomasa	Área basal	Denslow y Guzman (2000), Ziegler (2000), Means <i>et al.</i> (1999),
	Volumen	Ferreira y Prance (1999), Kappelle <i>et al.</i> (1996), Koop <i>et al.</i> (1994)
	Biomasa	Bettinger <i>et al.</i> (2008)
Especies de árboles	Riqueza, equitatividad y diversidad de especies	Castellanos-Bolaños <i>et al.</i> 2010; Sullivan <i>et al.</i> (2001), Uuttera <i>et al.</i> (2000), Van Den Meersschaut y Vandekerkhove (1998), Maltamo <i>et al.</i> (1997), Uuttera <i>et al.</i> (1997)
	Abundancia relativa por especie	Castellanos-Bolaños <i>et al.</i> (2010); Pommerening (2002)
	Mezcla de especies	Castellanos-Bolaños <i>et al.</i> (2010); Aguirre <i>et al.</i> (2003); Pommerening (2002)
Sotobosque	Riqueza, equitatividad y diversidad de especies	Sullivan <i>et al.</i> (2001), Van Den Meersschaut y Vandekerkhove (1998)

Tabla 1. Continuación

	Volumen de residuos leñosos	Sullivan <i>et al.</i> (2001), Svensson y Jeglum (2001), Ziegler (2000), Wikstrom y Eriksson (2000), Tyrrell y Crow (1994)
Residuos leñosos	Volumen de residuos leñosos por clase de descomposición	Dewalt <i>et al.</i> (2003), Van Den Meersschaut y Vandekerkhove (1998)H, Tyrrell y Crow (1994), Spies y Franklin (1991), Franklin <i>et al.</i> (1981)
	Tamaño de residuos leñosos	Parkes <i>et al.</i> (2003)I, Watson <i>et al.</i> (2001), Newsome y Catling (1979)

Elaboración propia con base en McElhinny *et al.* 2005

I.1.2. Estructura y procesos ecosistémicos

La estructura forestal comprende numerosos componentes que son esenciales para el funcionamiento y biodiversidad del ecosistema (Spies 1998). De esta forma, la investigación en torno a la descripción y evolución de la estructura en los bosques combina componentes de la vegetación, sus características y el papel que juegan en los procesos ecosistémicos (McElhinny 2002; Gadow *et al.* 2012). La distribución de alturas se ha relacionado con otros atributos estructurales como la distribución del follaje y el dosel (altura de la copa, cobertura, etcétera), estructurales potenciales como residuos leñosos (Spies 1998) y el hábitat. Spies (1998) sugiere que la distribución de tamaños de los árboles repercute en el hábitat a partir de los niveles del dosel, la absorción de radiación y el microclima (Spies 1998). La presencia de los diversos estratos de vegetación, arbóreo, arbustivo y herbáceo incide en el hábitat. Tanabe *et al.* (2001) afirma que la distribución de algunos insectos (género *Drosophila*) esta correlacionada positivamente con la distribución de estratos de la vegetación. Asimismo, la riqueza y diversidad de aves se relaciona con la altura y número de estratos de los árboles (Cody 1975; MacArthur y MacArthur 1961; Cox y Moore 1993 en Tanabe *et al.* 2001). La diversidad de especies de árboles contribuye de forma importante a la estructura y función de los ecosistemas en particular cuando se incluyen especies con diferentes formas de vida y autoecología, tales como especies perennes y deciduas, tolerantes e intolerantes a la sombra (Spies 1998; Franklin *et al.* 2002).

Desde el punto de vista horizontal, los bosques están estructurados en un mosaico de diferentes densidades de dosel y claros (Spies 1998). La cobertura del dosel se considera uno de los principales elementos de la estructura para describir el funcionamiento de un

ecosistema (McElhinny, 2002). Lowman *et al.* (1996) sugiere que el dosel de los bosques contiene la mayor proporción de diversidad de organismos en el planeta y constituye la parte del follaje fotosintéticamente activa y de biomasa de los ecosistemas forestales. El dosel es la parte superior de un ecosistema forestal que consiste en el agregado de hojas y ramas de los árboles, arbusto o ambos (Art H.E 1993; Parker 1995). La estructura del dosel varía en el espacio (horizontal y vertical) y tiempo, es decir, en su posición, extensión, cantidad, tipo y conectividad (Parker 1995). Korhonen *et al.* (2006) considera que este atributo ha demostrado ser un indicador ecológico multipropósito, el cual es útil para distinguir diferentes hábitats de plantas y animales, evaluar el microclima del piso forestal y las condiciones lumínicas (Jennings *et al.* 1999, Lowman y Rincker 2004). Por ejemplo, el dosel puede afectar la gama del espectro de luz que se transmite y así beneficiar a ciertas especies sobre otras (O'Hara 2014), influyendo en los procesos de regeneración y crecimiento del estrato arbóreo y sotobosque (Spies 1998). Un estudio realizado por Sipe y Bazzaz (1994, 1995) al este de los Estados Unidos encontró que tres especies de maple (*Acer pensylvanicum*, *Acer rubrum*; *Acer spicatum*) ocupaban diferentes espacios de acuerdo a las condiciones micro ambientales generadas por los claros, lo que influía en su crecimiento y fotosíntesis.

El estudio de la vegetación muchas veces se concentra en el análisis de estructuras individuales dejando de lado los patrones espaciales y las relaciones entre los individuos (Zenner 2004). Crawley (1996) indica que el arreglo espacial de la vegetación influye en su condición a partir de la relación de los árboles con sus vecinos inmediatos. Algunos efectos son en el crecimiento, mortalidad, reproducción y regeneración por medio de la competencia, el suministro y eficiencia en el uso de los recursos (Crawley 1996; Gadow *et al.* 2012; Hessenmöller *et al.* 2013; Lähde *et al.* 1999; Luu *et al.* 2013). Asimismo, la

producción y la dispersión de las semillas y los procesos asociados de germinación, establecimiento de plántulas y supervivencia son factores que dependen de la disposición de los árboles (Harper 1977).

1.1.3. *Estructura y complejidad*

La estructura varía a nivel escalar y se puede observar a partir de los procesos y niveles de organización. Por ejemplo, a nivel del individuo la morfología de la planta es fundamental para caracterizar la estructura y entender cómo se llevan a cabo los procesos de fotosíntesis, crecimiento y reproducción. Algunos atributos a considerar son el tamaño del tronco, la arquitectura del dosel, tamaño y forma de la hoja, altura de las ramas, etcétera (Franklin *et al.* 2002). Por otra parte, a nivel poblacional la estructura refleja la acción de fuerzas bióticas y abióticas en los individuos actuales y sus ancestros, esto a nivel genético y fenotípico (Crawley 1996). En la comunidad la riqueza, abundancia, cambios en los patrones espaciales, el nicho y los cambios sucesionales ayudan a entender la organización de la vegetación (Crawley 1996). Desde la visión ecosistémica, la estructura se define como algo dinámico resultado de procesos biofísicos y perturbaciones a diferentes escalas, y que juega un papel fundamental en la estabilidad y reorganización del sistema (Chapin *et al.* 2011; Spies y Franklin. 1991; Spies 1998).

De manera general, la variación de la estructura a través del tiempo de los bosques se ha considerado a partir de modelos generales de desarrollo sucesional (Spies 1997). Sin embargo, en la actualidad aún no existen modelos específicos para cada uno de los tipos de bosques (Franklin *et al.* 2002). Los modelos conceptuales más utilizados (Bormann y Likens 1979; Carey y Curtis 1996; Franklin *et al.* 2002; Peet y Christensen 1987; Oliver 1981; Oliver y Larson 1990; Spies y Franklin 1996) definen el desarrollo de la vegetación a

partir del cambio de los elementos y procesos a causa de eventos de gran magnitud (Spies 1997). Sin embargo, no consideran la intensidad y frecuencia inicial del disturbio, los patrones ambientales, la mezcla de especies y perturbaciones intermedias (Franklin *et al.* 2002; Spies 1997). Asimismo, la teoría general de desarrollo del bosque supone una homogeneidad en las condiciones ambientales, edad, estructura y composición de la vegetación (Spies 1997), dejando de lado la variación, diversidad y heterogeneidad de los elementos.

El modelo de Oliver y Larson (1990) se considera el modelo más citado y considerado para el análisis de la dinámica de los bosques. Este se compone cuatro etapas que describen procesos y condiciones estructurales: 1) la iniciación del rodal; 2) la exclusión; 3) reiniciación del sotobosque; y (4) edad madura o estructuralmente más compleja (Tabla 2). Sin embargo, el modelo no abarca la complejidad y diversidad de procesos que se llevan a cabo dentro del bosque (Spies 1997), así como la variabilidad y la no linealidad en la que se desarrollan las etapas (Franklin *et al.* 2002). Por ello, Franklin *et al.* (2002) proponen una nueva clasificación de los procesos y cambios en el rodal a partir de la dinámica de la estructura de los bosques de *Douglas-fir* en el oeste de Oregón, Estados Unidos (Tabla 2).

Tabla 2. Esquemas de desarrollo del rodal.

TIEMPO	AUTOR	
(años)	Oliver y Larson 1990	Franklin <i>et al.</i> 2002
0	<p><i>Iniciación del rodal.</i> Esta etapa se caracteriza por ser la inmediata al disturbio y se caracteriza por el establecimiento de nuevos individuos a partir de las semillas e individuos sobrevivientes.</p>	<p><i>Disturbio y creación de legados.</i> El desarrollo del rodal comienza con una perturbación que proporciona las condiciones para el establecimiento de una nueva cohorte de árboles dominantes. El disturbio raramente elimina todo los elementos del rodal anterior, por lo que muchas de las estructuras vivas (árboles viejos) y muertas (árboles muertos, ramas, troncos) sirven como legados biológicos, hábitat para animales y almacenamiento de nutrientes.</p> <p><i>Establecimiento de la primera cohorte.</i> Consiste en el establecimiento una nueva cohorte. Esta etapa varía ampliamente en la duración y en los niveles de población que finalmente se logran. Asimismo, el restablecimiento de la nueva masa forestal no sólo depende de la viabilidad de las semillas, sino también de las condiciones ambientales.</p>
20		

Tabla 2. Continuación

30	<p><i>Exclusión y adelgazamiento.</i> Comienza el dominio de una cohorte. Existe una diferencia entre los individuos en diámetro y altura debido a la competencia.</p>	<p><i>Cierre del dosel.</i> En esta etapa se define la cohorte dominante durante el cierre del dosel. El cierre del dosel forestal a través del desarrollo de la superposición entre copas de árboles individuales. Esto tiene repercusiones sobre las condiciones del sotobosque (reducción de los niveles de luz, regímenes moderados de temperatura, mayor humedad relativa y casi exclusión del viento) y la composición a través de la supresión.</p>
80	<p><i>Reiniciación del sotobosque.</i> Aumento del estrato más bajo del bosque debido a la apertura de claros. Estos surgen debido a la mortalidad de los individuos de la cohorte dominante.</p>	<p><i>Acumulación de biomasa y exclusión competitiva.</i> Esta etapa se caracteriza por el rápido crecimiento y acumulación de biomasa, la exclusión competitiva de muchos organismos y, en muchos casos, una intensa competencia entre la cohorte arbórea.</p>

Tabla 2. Continuación

150 *Edad madura.* Los árboles del dosel mueren en un patrón irregular, mientras que algunos de los árboles más jóvenes en el sotobosque comienzan a crecer.

Maduración. Se caracteriza por la maduración de la cohorte dominante (altura máxima y aumento de la corona), el re-establecimiento del sotobosque incluyendo especies arbóreas tolerantes a la sombra, y baja cantidad de residuos leñosos.

Diversificación vertical. Esta etapa se caracteriza por la continuidad desde el piso forestal hasta la parte superior del dosel. También es característico el aumento de la muerte de los árboles de mayor altura, la generación acelerada de residuos leñosos gruesos y el restablecimiento de las comunidades de líquenes foliosos. Asimismo, aumenta la mezcla de especies por la presencia de especies tolerantes y no tolerantes a la sombra.

300

Tabla 2. Continuación

800

Diversificación horizontal. Esta etapa se caracteriza por el incremento de la heterogeneidad horizontal producto de la creación de claros por la mortalidad de individuos y la presencia de áreas densamente sombreadas por la presencia de especies tolerantes con una altura media o alta. Los claros generan mucha variabilidad espacial en las condiciones ambientales dentro del rodal.

1200

Perdida de los cohortes pioneros. En este punto las especies dominantes presentan una alta tasa de mortalidad, lo que da oportunidad a otras especies a ocupar esos espacios y recursos. Asimismo, hay un aumento en la acumulación de residuos leñosos.

Elaboración propia con base a Oliver y Larson 1990; Franklin *et al.* 2002

El modelo de Franklin *et al.* 2002 (Tabla 2) reconoce e incorpora los siguientes aspectos:

1. El papel de las perturbaciones en la creación de legados estructurales, que son elementos clave de las etapas posteriores a la perturbación (Creación de legados, residuos leñosos).
2. El desarrollo de los bosques a largo plazo (Más de 150 años de vida).
3. Los patrones espaciales complejos de los rodales que se desarrollan en etapas sucesionales tardías (Diversificación horizontal y vertical).

De esta forma, se reconoce la complejidad de las estructuras, incluyendo los patrones espaciales y procesos de desarrollo (Franklin *et al.* 2002). Asimismo, se considera el incremento de la variación, diversidad y heterogeneidad en los ecosistemas forestales a través del tiempo y espacio. Por ejemplo, la diversidad de edades y tamaños en los bosques maduros es mayor con respecto a los bosques jóvenes (Franklin *et al.* 1981). Esto no quiere decir que la dinámica de los bosques es direccional, es decir, una secuencia ordenada de etapas y elementos; sino más bien es resultado de la presencia, configuración y relaciones de los elementos estructurales a través de su historia. Asimismo, la estructura de un bosque no es regular y depende de los diversos procesos que se den en todo el ecosistema.

El reconocimiento de la importancia de los atributos estructurales y su complejidad propició que algunos autores hablaran de la *complejidad estructural* (Tabla 3). Asimismo, dan cuenta que la configuración de un bosque es multidimensional, es decir, de forma horizontal, vertical y entre los individuos (Zenner 2000). Esto quiere decir que la estructura no se comprende a partir de la suma de sus elementos sino por el conjunto y relaciones que se dan entre ellos. En este trabajo definimos como complejidad estructural a la configuración multidimensional, heterogénea, variable y diversa de forma horizontal y

vertical de la vegetación, producto de las relaciones entre los componentes del bosque en una escala dada.

Por otro lado, la presencia de otras estructuras aumenta los atributos de complejidad en estos bosques. Ejemplo de ello son la presencia de árboles con una mayor edad y tamaño, grandes cantidades de residuos leñosos, múltiples capas creadas por doseles de distinta altura y tamaño (Lindenmayer y Franklin 2002). Estos atributos no están presentes en bosques manejados. De forma vertical, la variabilidad de la talla de los arboles es considerada un elemento clave para la complejidad estructural (Zenner 2000). Esto se debe a que la variación del tamaño de los árboles contribuye a la diversidad de microhábitats, tanto de forma horizontal como vertical (Spies y Franklin 1991). Aunado a ello, es típica la presencia de doseles heterogéneos con claros de varios tamaños, que son resultado de la intercalación de árboles de diversas edades y tamaños, y entre individuos dominantes y codominantes (Hedman y van Lear 1995 en Zenner 2000). Se ha reconocido que la mezcla de especies es un componente clave de la complejidad estructural en los rodales viejos (Franklin *et al.* 1981) y se ha atribuido la heterogeneidad vertical y horizontal a partir de la proporción de especies tolerantes a la sombra (Spies y Franklin 1988 en Zenner 2000).

En relación a su papel en el funcionamiento y procesos ecosistémicos, se ha visto que existe una correlación positiva entre la biodiversidad (McNally *et al.* 2001 en McElhinny *et al.* 2002) y la complejidad en la estructura. La idea surge a partir de considerar que la estructura refleja la disponibilidad de recursos y por tanto, la presencia o ausencia de formas de vidas (Hunter 1999; McElhinny *et al.* 2002). Tannabe (2001) menciona que los hábitats estructuralmente complejos pueden albergar potencialmente más especies que los simples, ya que las estructuras complejas en la vegetación pueden albergar más especies ya que proveen una gran variedad de micro-hábitats, microclimas y refugios.

Hardiman *et al.* (2011) sugieren que hay una relación entre la complejidad estructural del dosel – la diversidad y variación de la distribución del follaje– y la productividad primaria en los bosques de la región superior de los Grandes Lagos, Estados Unidos. Por tanto, la complejidad es clave de muchas características funcionales y de composición que desempeñan roles ecológicos en los bosques (Franklin y Van Pelt 2004) y se considera fundamental para mantener la estabilidad y biodiversidad de los ecosistemas.

Noss (1999) sugiere que los bosques primarios se están viendo simplificados estructuralmente o son transformados en plantaciones, y las extensiones de bosque nativo están siendo fragmentadas lo que impide la distribución de especies animales y vegetales. A partir de esto, Franklin *et al.* (2002) sugiere que es necesario reconocer la importancia teórica y práctica de la estructura en la comprensión y el manejo de los ecosistemas forestales, esto a partir de dos puntos:

1. La estructura tiene valor directo como un producto (madera)
2. La estructura es el atributo que más a menudo es manipulado para lograr los objetivos de gestión y el establecimiento de una masa forestal.

El conocimiento de los patrones de variación en la estructura del bosque a través del tiempo y el espacio es un conocimiento base para el desarrollo de estrategias de manejo forestal que mantengan una amplia gama de funciones y procesos (Spies y Franklin 1991; McComb *et al.* 1993).

Tabla 3. Definiciones y contenidos en torno al concepto de complejidad estructural.

DEFINICIÓN	ÍNDICE	ATRIBUTOS ESTRUCTURALES	AUTOR
<p>1. La complejidad estructural debe ser vista en una dimensión tridimensional a partir del arreglo horizontal y vertical, así como integrar las relaciones entre los vecinos.</p>	<p>Índice de complejidad estructural (SCI, por sus siglas en inglés)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Variación en la talla de los árboles - Arreglo espacial de los árboles - Densidad de individuos del estrato arbóreo 	<p>Zenner 2004; Zenner y Hibbs 2000</p>
<p>2. La complejidad estructural del rodal es una medida del número de atributos estructurales presentes y la abundancia relativa de cada uno.</p>	<p>Construcción matemática que resume los efectos de dos o más atributos estructurales en un sólo número.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - - Índices basados en la puntuación acumulada de atributos - Índices basados en la puntuación media de los grupos de atributos. - Índices basados en la interacción de atributos. 	<p>McElhinny <i>et al.</i> 2005</p>
<p>3. La complejidad se refiere a patrones naturales que surgen a través de procesos multiescala impulsados por dinámicas no lineales en el espacio y el tiempo. La complejidad estructural se refiere al arreglo espacio- temporal de un conjunto de objetos biológicos en una escala dada. Es un orientador ecológico en espacio y tiempo para cuantificar los cambios en la función del hábitat.</p>	<p>Mean Information Gain (MIG), sugiere que la heterogeneidad en la luz del bosque es un indicador de la complejidad estructural de la vegetación</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Variación de la intensidad lumínica - Riqueza de especies - Fenología de las especies 	<p>Proulx y Parrott 2008; Proulx y Parrott 2009</p>

Tabla 3. Continuación

<p>4. La complejidad estructural se refiere a las características estructurales en estados de sucesión tardía.</p>	<p>Mejoramiento de la Complejidad Estructural (SCE, por sus siglas en inglés)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Árboles residuales vivos y muertos - Diferenciación vertical del dosel - Variación en la densidad horizontal (claros) - Área basal en clases de mayor diámetro. 	<p>Keeton 2006; Dove y Keeton 2015</p>
<p>5. La complejidad estructural comprende la heterogeneidad del arreglo espacial, horizontal y vertical, así como una diversidad de estructuras individuales. Es clave para las funciones y composición de los bosques maduros, como el hábitat para la biodiversidad y la regulación de los ciclos de energía y materiales.</p>		<ul style="list-style-type: none"> - Heterogeneidad vertical: Distribución vertical del follaje en múltiples capas - Heterogeneidad horizontal: claros y parches densos de vegetación <p>Consideran la mortalidad y los disturbios como factores importantes para el desarrollo de la heterogeneidad y diversidad de las formas estructurales.</p>	<p>Franklin y Van Pelt 2004</p>
<p>6. La complejidad estructural del rodal incluye una gran variedad de características estructurales y su arreglo espacial.</p>		<ul style="list-style-type: none"> - Múltiples cohortes de edad de los árboles. - Árboles grandes vivos (large living trees) - Árboles muertos (snags) - Heterogeneidad vertical creada por múltiples capas de doseles. - Claros (canopy gaps) - Áreas con vegetación densa (anti-gaps). - Densa vegetación de sotobosque. -Grandes cantidades de residuos leñosos. - Variación alta en la talla de los árboles. 	<p>Lindenmayer y Franklin 2002; Franklin y Spies 1991; Spies y Franklin 1991.</p>

Tabla 3. Continuación

7. La complejidad es un término elusivo en la ecología que se utiliza para describir el estado de un ecosistema. Complejidad ecológica se ha relacionado con conceptos como la integridad ecológica, la diversidad y la capacidad de resistencia y se ha planteado como un orientador ecológico. Las medidas de este término se dividen en espaciales, temporales, estructurales. La complejidad estructural describe la organización y las relaciones entre los componentes de un sistema. La complejidad espacial describe la configuración en el espacio de un ecosistema en un momento determinado en el tiempo. Mientras que las medidas temporales de complejidad se pueden utilizar para caracterizar las series de tiempo de las diferentes variables que describen la dinámica de un sistema.

Parrott 2010

En la actualidad no existe un consenso acerca de la definición de la complejidad estructural, sin embargo, se puede observar que muchos autores coinciden en atributos estructurales que la pueden construir. La columna “Definición” refiere a la descripción conceptual que cada autor tiene acerca de la complejidad estructural. “Índice” se refiere a los elementos que utilizaron para evaluar la complejidad estructural en cada sitio. Los “Atributos estructurales” enuncian las características del ecosistema que se consideran puede definir la complejidad estructural. Fuente: Elaboración propia.

I.2. MANEJO FORESTAL Y SILVICULTURA

“El dominio de la naturaleza, mediante la producción, la ciencia y la técnica, se convierte en una cuestión central que responde a necesidades y determinaciones sociales.”
Sánchez 2003: 52

I.2.1. Fundamentos silvícolas

El manejo forestal se puede definir como el proceso de gestión, realizado por formas específicas de organización social y dirigida por sus objetivos, en el cual se llevan a cabo intervenciones técnicas (tratamiento y labores), institucionales y comunicativas para la producción de recursos maderables y no maderables (Jardel 2012; Zerecero y Pérez 1981). Dentro del manejo forestal, las intervenciones técnicas o silvícolas son un componente que permite vislumbrar las ideas y objetivos en torno a los bosques. Las prácticas silvícolas implican la manipulación de la vegetación del bosque para lograr un conjunto específico de objetivos, sin embargo, el desarrollo, conceptos y técnicas silvícolas han estado estrechamente vinculados a las condiciones históricas, intereses económicos, conocimiento científicos y tendencias políticas (Puettmann *et al.* 2016).

Puettmann *et al.* (2016) menciona:

“Los elementos filosóficos y culturales en el desarrollo de la silvicultura fueron influenciados profundamente por los cambios más significativos en la economía de Europa de finales del siglo XVII y principios del siglo XVIII, ya que durante ese tiempo las economías en muchas partes de Europa Central pasaron de una base agrícola a una base industrial. El desarrollo de las industrias del hierro, sal y el vidrio en el siglo XVI provocó un rápido aumento en la demanda de madera (Mantel 1990), sin embargo, la demanda de leña y carbón disminuyó un poco en el siglo XVIII cuando el carbón y el petróleo sustituyeron a la madera como fuente de energía en muchas industrias. Además

aparecieron otros usos tales como el de madera para vigas de soporte en las minas y en la construcción de flotas de transporte.”

El cambio en el pensamiento y sistema económico del siglo XVII y la adopción por parte de los forestales de las ideas del libre mercado y los conceptos de eficiencia administrativa, tuvieron un impacto en el conocimiento del manejo forestal y en el desarrollo y la aplicación de la silvicultura (Puettmann *et al.* 2016). Por ejemplo, la inserción de la madera en la economía libre del mercado tuvo como consecuencia que esta pasará de ser un productor rentable y de comercio local a ser una inversión a partir de evaluaciones económicas. También se adoptó la idea de que el propósito de los bosques era maximizar el beneficio para los propietarios (Ruppert 2004), elevando el valor del trabajo humano y la técnica, no así la valoración del trabajador y del significado humano de actividad (Sánchez 2003). El maximizar el beneficio en la actividad forestal requería nuevos conceptos y herramientas de toma de decisiones (Mantel 1990). Anteriormente los criterios de decisión se basaba en la estructura de los bosques, es decir el volumen disponible en ese momento, pero con el cambio en el pensamiento filosófico, los criterios fueron reemplazados por criterios de productividad, por ejemplo, el crecimiento esperado de los árboles reflejado en incremento (Puettmann *et al.* 2016). Bajo esta filosofía los periodos de corta se redujeron y se seleccionaron a especies de rápido crecimiento y los trabajos de mejora de las masas forestales sólo se llevaban a cabo si eran baratos o daban lugar a una recuperación más rápida de las inversiones debido al rápido crecimiento de los árboles (Puettmann *et al.* 2016). De esta forma, la filosofía dominante se dirige principalmente por la silvicultura y se concentra en la producción de madera. De acuerdo con Puettmann *et al.* (2016), la silvicultura puede ser entendida mejor mediante el estudio de los cinco principios básicos que constituyen el fundamento básico del pensamiento estudio y práctica silvícola:

1) Una atención principal en los árboles y en la exclusión de otras plantas, animales y procesos del ecosistema.

2) la conceptualización de rodales como unidades de manejo uniformes.

3) la aplicación de un enfoque agrícola a la investigación silvícola, especialmente en la búsqueda de mejores tratamientos que prioricen la estructura y composición uniforme de especies.

4) el punto de vista independiente de la escala de las prácticas silvícolas.

5) un fuerte afán por predecir los resultados.

El primer punto se refiere a que la mayor parte de los estudios forestales se enfoca en los árboles, ya que son la fuente principal de la madera. Esta visión deja de lado cuestiones como el hábitat para la vida silvestre (British Columbia Ministry of Forests 2003), así como las consecuencias para otros componentes de los ecosistemas forestales (Spies 1998; McComb *et al.* 1993; Jørgensen 2009). El segundo y tercer punto cuestiona la unidad básica de manejo, el rodal. Esta visión considera que los bosques se componen de unidades homogéneas en las mezcla de especies, tamaño, densidad; de calidad homogénea de la madera; están organizados espacialmente para facilitar la extracción y no tienen riesgo de catástrofes y daños naturales (Puettmann *et al.* 2016).

De acuerdo con Puettmann *et al.* 2006:

“En consecuencia, la ordenación del bosque y los esfuerzos de planificación ayudaron a transformar los bosques naturales en una colección de rodales homogéneos con una distribución de clases de edad equilibrada. El objetivo de lograr condiciones forestales normales se convirtió en una meta dominante de manejo y las prácticas y métodos silvícolas fueron evaluados en función de cómo ayudaban a lograr ese objetivo.”

De esta forma, la división de los bosques en rodales se convirtió en una práctica generalizada, y ahora global, en la silvicultura (Nyland 2002). En el caso de la escala, la

reducción de los bosques como unidades independientes no es congruente con la escala de procesos y relaciones ecológicas. En este caso, la visión fragmentada y homogénea deja de lado configuración multidimensional de los elementos, su variabilidad y las relaciones inter e intra escalares. Por ejemplo, el estudio de los árboles en sitios uniformes y pequeños puede conducir a la conclusión de que las fuerzas competitivas son aplicadas en todo el rodal, lo que deja de lado la variabilidad espacial a escalas menores.

Una razón fundamental para homogeneizar los componentes estructurales, espaciales y temporales del bosque fue la necesidad de incrementar el nivel de predictibilidad del desarrollo del rodal y, por lo tanto, del rendimiento (Puettmann *et al.* 2016). Algunos esfuerzos consistieron en el control de la regeneración, a partir su propagación en viveros, y el control del crecimiento de los árboles, por medio de cortas. En el caso de la regeneración el rápido establecimiento y crecimiento obtenido de las plantaciones de coníferas se convirtió en la expectativa estándar. Por su parte, los tiempos de corta fueron moldeados con el fin de que mantuvieran la uniformidad del rodal y ayudarán a predecir los rendimientos. Estos aspectos son visibles en las prácticas que se llevan a cabo en la actualidad y que se han sistematizado en lo que conocemos como sistemas silvícolas.

1.2.2. *Sistemas silvícolas*

Las practicas silvícolas son una planeación programada de tratamientos de un área específica y se sistematizan en lo que se conoce como un sistema silvícola (British Columbia Ministry of Forests 2003). Los programas silvícolas se componen de un conjunto de actividades que se dirigen a lograr el establecimiento, crecimiento, desarrollo, cosecha y restablecimiento de una masa forestal (Hernández 2001); así como conocer las tendencias a lograr en el rodal para un rendimiento predecible de los

beneficios en el tiempo (British Columbia Ministry of Forests 2003). Para ello, se reconocen las características de las especies y sus relaciones ecológicas, y se trata de controlar procesos como la regeneración, la composición, la densidad y distribución del estrato arbóreo (Hernández 2001).

En general un sistema silvícola se compone de dos partes: el método de regeneración y las cortas intermedias (Figura 1). El método de regeneración se refiere a cómo se extrae la vegetación “madura” y se establece una “nueva” (Canadian Forest Service 2002). La etapa abarca dos momentos; la extracción de la masa vieja (corta de regeneración) y el establecimiento de un nuevo cultivo (regeneración; Hawley y Smith 1982). De esta forma, el periodo de regeneración o establecimiento empieza después la corta del bosque y finaliza cuando se aseguran el establecimiento de un alto porcentaje los nuevos individuos (Hawley y Smith 1982). Las cortas intermedias son las actividades complementarias que se realizan durante el periodo que transcurre desde la formación de un bosque o rodal por siembra, o cualquier otro medio, hasta su aprovechamiento final (SARH 1984). El objetivo de las cortas es aumentar la cantidad o el valor de la madera producida, la regulación del crecimiento de los árboles y la producción de los primeros beneficios económicos (Hawley y Smith 1982). Las cortas son parciales y suelen suponer la extracción de árboles de calidad inferior, o de tamaño menor o mayor de los que se dejan (Hawley y Smith 1982). El intervalo de tiempo entre dos intervenciones consecutivas y programadas dentro de un mismo rodal se le denomina ciclo de corta (Figura 1; SARH 1984), mientras que el tiempo que el periodo que transcurre desde la formación de un bosque o rodal por siembra, plantación o cualquier otro medio, hasta su aprovechamiento final se le denomina turno.

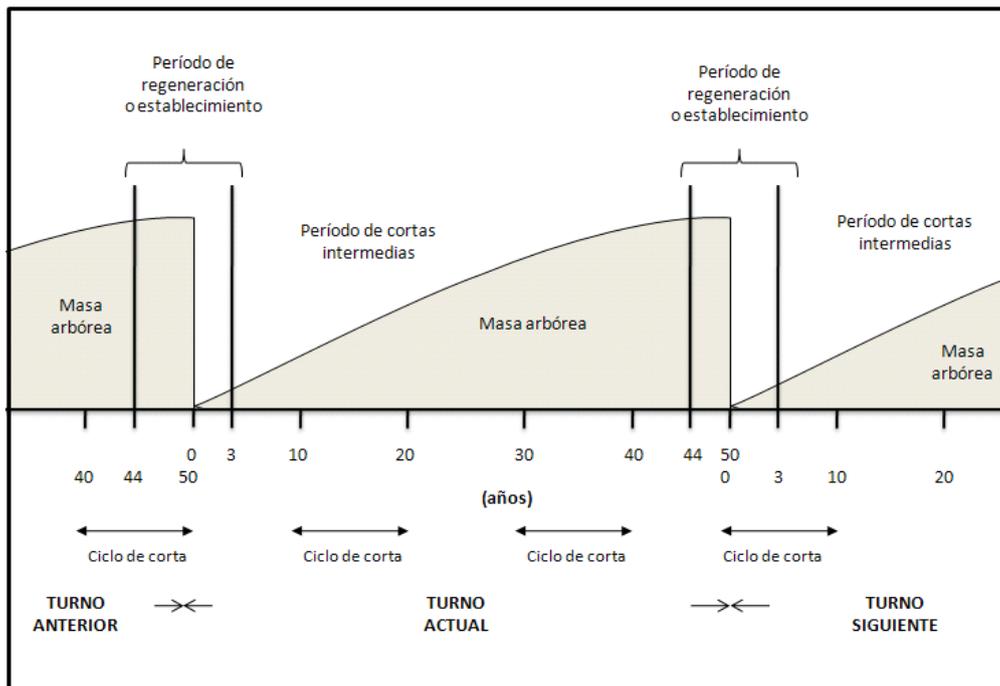


Figura 1. Ciclo silvícola hipotético. Fuente: Hawley y Smith 1982

De acuerdo con Hawley y Smith (1982) los tipos de cortas intermedias son:

1. Corta de liberación. Corta realizada para liberar una masa joven que no haya superado la fase de renuevo de la competencia de individuos viejos que la recubren.
2. Aclareos o claras: Cortas hechas en una masa de madera con el fin de estimular el crecimiento de los árboles, que restan y aumentan la producción total de la masa.

Las cortas se realizan sobre masas inmaduras con el fin de estimular el crecimiento de los árboles que quedan y aprovechar la potencialidad del sitio para la producción de madera de mejor calidad (Hawley y Smith 1982; SARH 1984). En este tratamiento los árboles dominantes suelen ser favorecidos de un modo positivo cortando a los árboles menores (SARH 1984). De esta forma, se regula la distribución de espacio de crecimiento para favorecer al cultivo existente, y no crear huecos para el establecimiento de uno nuevo (Hawley y Smith 1982). De acuerdo con Puettmann *et al.* (2016), las demandas de productos de madera específicos en las ideas sobre el aumento

del crecimiento y vigor de árboles residuales fueron lo que llevo a los forestales a implementar prácticas de aclaro en rodales jóvenes y densos. Por ejemplo, las cortas eran en un corto plazo debido a que el uso era principalmente leña, después los turnos típicos para la producción de leña fueron alargados a más de veinte años para madera de construcción. De esta forma la edad del turno cambio de una base definida por el producto a una base definida por la productividad.

Aunado a estas prácticas se encuentran algunos tratamientos complementarios, que pueden llevarse a cabo o no, dependiendo del estado de la masa forestal y la existencia de inversión. De acuerdo con Hawley y Smith (1982) son las siguientes:

1. Limpias. Cortas que se llevan a cabo en una masa que no haya superado la edad de renuevo, con el fin de liberar a los árboles de interés de los individuos indeseables de la misma edad que le cubren o pueden llegar a hacerlo.
2. Cortas de mejora: Corta realizada en una masa después de la fase de renuevo con el fin de mejorar la composición y la calidad extrayendo árboles de especies o estado indeseables.
3. Corta de recuperación: Corta hecha con el fin de extraer árboles muertos o dañados por agentes perjudiciales diversos.
4. Poda: Corta en que las ramas de los árboles en pie se quitan con el fin de aumentar la calidad del producto final.

Cabe mencionar que todas las cortas, excepto las de aclareo, se enfocan en la extracción de los individuos dominantes.

Las prácticas silvícolas se definen de acuerdo al tipo de bosque que se va a intervenir y producir, en la mayoría de las veces se refiere a la estructura de edad del rodal. De esta forma se pueden definir de forma general dos tipos: bosque regular y

bosque irregular. Los bosques regulares tienen una o dos edades dominantes, mientras que los bosques irregulares tienen más de tres edades. Ambos sistemas se subdividen en otros programas acorde a sus especificidades.

El *sistema de manejo regular* se caracteriza por tener árboles de una sola edad. El objetivo es mantener uniformidad en la edad, tamaño y altura de árboles, es decir, crear masas forestales homogéneas (British Columbia Ministry of Forests 2003). Las masas uniformes se caracterizan por la íntima competencia entre árboles de aproximadamente del mismo tamaño (Hawley y Smith 1982) y presentar un sólo nivel de dosel limitado por el tamaño de los individuos (Ex y Smith 2014). Si las masas son densas, esta clase de competencia conduce al desarrollo de árboles con troncos rectos casi cilíndricos y ramas pequeñas. Las ramas más bajas mueren continuamente a consecuencia de la falta de luz, y los árboles desarrollan copas relativamente cortas y estrechas (Hawley y Smith 1982).

Este método trata de imitar disturbios de gran magnitud, como el fuego, e intervenir en el proceso de regeneración (Chapela 2012; Mitchell *et al.* 2002). Sin embargo, reduce el desarrollo del rodal en pocas etapas sucesionales en tres o cuatro estadios y no considera la severidad inicial del disturbio (Franklin *et al.* 2002). Asimismo, las prácticas silvícolas manipulan y restringen la variación en la estructura y composición del bosque con el fin de mantener uniformidad en el diámetro, edad y altura del bosque (Franklin 1988; Hansen *et al.* 1991 en Spies 1998; Lindenmayer y Franklin 2002). De forma general este sistema se considera intensivo debido a la intensidad de corta.

Dentro de este método existen diversas categorías de remoción, labores y tratamiento de las masas forestales, que se diferencian en el porcentaje de remoción de biomasa, la retención de estructuras y, la distribución y el número de tratamiento que

se llevan a cabo. Sin embargo, se denominan de acuerdo al método de regeneración que utilizan. Entre los principales métodos encontramos: La corta total o matarrasa, el método de árboles padres, y las cortas de protección. En el sistema de matarrasa la regeneración se desarrolla en un microclima totalmente expuesto después de la remoción total de los árboles (Puettmann *et al.* 2006). El desarrollo de este sistema estuvo estrechamente ligado a la aparición de la industrialización y por ende, el incremento en la demanda de madera. En el método de árboles padres, las cortas son similares a las del sistema de matarrasa, con la excepción de que un pequeño número de árboles del dosel superior son dejados en el rodal para proporcionar semillas: los árboles semilleros se extraen después de que la regeneración se ha establecido (Puettmann *et al.* 2006). En el método de cortas de protección, la regeneración se desarrolla bajo un microambiente de protección proporcionado por los árboles residuales; los árboles protectores son removidos cuando la regeneración está lo suficientemente bien establecida para resistir las condiciones micro-climáticas (Puettmann *et al.* 2006).

La mayoría de los tratamientos que se encuentran en este sistema eliminan el sotobosque y gran parte de la masa forestal, lo que se considera es el principal factor de la fragmentación y pérdida del hábitat (Lindermayer *et al.* 2002). Algunos autores sugieren que la remoción total del estrato arbóreo modifica el microclima a nivel del suelo, incrementando la temperatura máxima, rango diurno de temperatura, y la humedad superficial del suelo, así como la disminución de la humedad relativa (Keenan y Kimmins 1993; Michlsen *et al.* 1996; Loumeto y Huttel 1997; Aude y Lawesson 1998; Ramovs y Roberts 2003).

Otro aspecto a considerar es la reducción del volumen de residuos leñosos. Se considera que el volumen total en los bosques manejados con este tratamiento es diez

veces menor en comparación a los bosques antiguos (old-growth; Siitonen *et al.* 2000). Un estudio realizado en bosques de *Pinus contorta* en Columbia Británica, y Wyoming mostró que los bosques que sufrieron un incendio, no provocado, presentaron 2-5 veces más residuos leñosos que bosques que fueron sometidos a una corta total (Wei *et al.* 1997). Asimismo, el número y volumen de troncos de gran tamaño en estados avanzados de descomposición fueron más bajos en los bosques gestionados (Siitonen *et al.* 2000). Algunos autores han comparado bosques jóvenes sin manejo versus los sistemas intensivos y plantaciones mono-específicos. Ellos sugieren que los bosques no manejados muestran una alta variabilidad en la talla de los árboles y el dosel comparado con los sistemas bajo manejo (Spies *et al.* 1988).

El *sistema de manejo irregular* consiste en la producción de rodales con más de una clase de edad de árboles, múltiples estratos de dosel y variedad de tamaños de árboles (Ex y Smith 2014; O' Hara 2014). Sin embargo, en los últimos años se relaciona con sistemas en los que se retiran o se deja alguna reserva de árboles después de cada intervención (O'Hara 2014). Y es que si bien se ha presumido de que este sistema tiene como objetivo el mantener y producir procesos y funciones a escala ecológica, la realidad es que su objetivo es garantizar una producción sostenible de madera mediante la determinación del momento en el cual un rodal o árbol individual debe ser aprovechado (Mantel 1990 en Puettmann *et al.* 2016)

Su fundamento principal es la imitación de procesos de mortalidad, formación de claros y mantenimiento de la regeneración, que son causados por disturbios de menor intensidad como los vientos y las tormentas (O'Hara 2014). Las dinámicas que separan los rodales regulares de los rodales multiedad son las diferencias en la secuencia de la perturbación, y la dinámica del sotobosque que forman condiciones únicas para que se desarrolle la regeneración. Las perturbaciones que forman rodales

multitud únicos se componen de una serie de alteraciones de baja o mixta severidad que inician nuevas clases de edades o grupos sin que destruyan las clases de edad previas y las existentes (O'Hara 2014).

Este sistema se clasifica de acuerdo a la eliminación de los árboles: la corta selectiva individual y la corta selectiva en grupos (British Columbia Ministry of Forests 2003). La selección individual consiste en la remoción de individuos arbóreos o pequeños grupos de árboles de todos los tamaños de forma más o menos uniforme en todo el rodal (Helms 1998; Puettmann *et al.* 2016). Por su parte, la selección grupal consiste en la remoción periódica de grupos de árboles, lo que ocasiona que la regeneración consista en pequeños árboles de la misma edad (O'Hara 2014). Las masas irregulares son claramente desiguales en altura, con grandes variaciones en el tamaño y la calidad de los árboles. Esta estratificación en el dosel y la diversidad de talla de los árboles, se considera que crea mayor complejidad estructural en comparación con los rodales bajo manejo regular (O'Hara 1998) Sin embargo, se considera que la competencia entre clases de edad es desigual; los árboles menores y más jóvenes tienden a crecer lentamente a causa de la competencia de los mayores y más viejos que crecen bastante deprisa (Hawley y Smith 1982).

La cuestión de la distribución de las cortas en el espacio afecta a la vez a la dimensión horizontal y vertical de la estructura que crea la alternancia de claros y árboles de pie (Hawley y Smith 1982). Van Pelt y Franklin (1999) mencionan que la apertura de claros favorece la colonización de especies demandantes de luz y otras especies de sotobosque ya que incrementa la viabilidad de luz, y por ende, la sobrevivencia, regeneración y demografía de las especies se ve modificada, alterando los patrones sucesionales de los ecosistemas (Franklin *et al.* 2003; Brewer *et al.* 2012; Long *et al.* 2004). Jenkins y Parker (1998) han documentado que en bosques con corta

de selección la riqueza y diversidad de especies aumentan después de la intervención (con un tiempo de recuperación de 7 a 15 años), pero disminuyen con el transcurso del tiempo (20 años aproximadamente). Estos autores mencionan que la disponibilidad de recursos (luz, agua, nutrientes y espacio) después de la corta incrementa el número de especies arbóreas, no obstante, la mayor capacidad de algunas en aprovechar los recursos (Balandier *et al.* 2006), principalmente la luz solar que penetra a través de los claros, amplía la dominancia de una o pocas especies al excluir por competencia al resto de los árboles. Diversos estudios indican que las cortas selectivas propician el establecimiento y crecimiento de las especies tolerantes a la sombra (Negreros y Snook 1984; Pineda y Sánchez-Velásquez 1992; Meadows y Stanturf 1997; Angers *et al.* 2005; López 2005). Por ejemplo, después de la corta la densidad de árboles juveniles y el área basal de los adultos de las especies tolerantes a la sombra aumentan con el tiempo de recuperación (Jenkins y Parker 1998), ya que el claro producido por la tala es ocupado por el crecimiento de las copas de los árboles residuales, disminuyendo la intensidad lumínica en los estratos inferiores. Esto favorece el establecimiento, la sobrevivencia y el crecimiento de especies con punto de compensación fotosintética menor (Donoso 1997). En los claros la mayor cantidad de recursos disponibles causa un incremento en el número de árboles con diámetro pequeño (individuos con DN menor a 10 cm), que junto con los árboles residuales de diámetros más grandes representan distribuciones de tamaños en forma de J invertida (Pineda y Sánchez-Velásquez 1992; Rouvinen y Kuuluvainen 2004). Algunos autores sugieren que los bosques bajo manejo pueden ser complejos estructuralmente si se conservan algunos de los atributos estructurales (Hansen *et al.* 1991; Lindenmayer y Franklin 2002; Filotas *et al.* 2014; Puettmann *et al.* 2016). Por ejemplo, la

conservación de residuos leñosos gruesos y la diversidad de especies, el aumento en la variabilidad de los árboles, y el reconocimiento de la vida silvestre.

1.2.3. *Manejo forestal en México*

En México el aprovechamiento forestal ha variado de acuerdo al momento histórico y las sociedades. Sin embargo, podemos notar que de forma contemporánea ha imperado una forma de manejo forestal influenciada por la filosofía europea de la silvicultura y el libre mercado. Asimismo, los cambios que ha tenido el sector forestal han respondido a intereses a nivel interés internacional y su aplicación se ha llevado a cabo a través de mecanismos nacionales que han impactado a escala local. En materia jurídica el aprovechamiento forestal ha transitado por un proceso de ayuda a empresas privadas, vedas, concesiones y el manejo comunitario. En la actualidad, cerca del 60 % de los bosques templado es propiedad social, mientras que el 40% es propiedad privada o federal. El aprovechamiento forestal abarca desde fines comerciales hasta los domésticos, con una tendencia a favorecer el uso industrial.

A nivel nacional se han aplicado sistemas de manejo regular e irregular, que son reflejo de los métodos europeos que se han aplicado por cerca de 150 años en el mundo (Puettmann *et al.* 2016). En el caso del manejo regular se reconoce el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), mientras que para el manejo irregular el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) para el segundo. En el país el MMOBI existe desde 1940 y era conocido como Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM). El MMOBI tiene por objetivo modificar las características del bosque para tener una composición balanceada en edad y volumen. Se dirige hacia los bosques compuestos por coníferas y/o latifoliadas y con una estructura incoetánea (presenta varias especies con distinta edad y tamaño; Fischer 1993). El método pretende balancear la composición de árboles en distintas clases de edades y obtener un bosque normal con

una estructura diamétrica caracterizada por un reclutamiento continuo a través del tiempo (Jardel 1985). El aprovechamiento maderable se realiza con la ejecución de cortas de selección, las cuales se regulan por volumen al determinar una intensidad de corta y un diámetro mínimo a extraer (aproximadamente del 30 a 40 % de la existencia de madera; Fischer 1993; Johnson *et al.* 2002; Mendoza-Medina y Rodríguez-Caballero 1959). La posibilidad de aprovechamiento o intensidad de corta no debe ser mayor al incremento promedio alcanzado por los árboles residuales en un periodo determinado (ciclo de corta, generalmente de 10 años) para permitir la recuperación del volumen cortado antes de la siguiente intervención. La tala de árboles enfermos, plagados, deformados y dañados permite mejorar el estado sanitario del bosque (Jardel 1985). El sistema se ha considerado inadecuado para especies intolerantes a la sombra como los pinos, ya que conduce a una disminución de la población y crecimiento de la misma. Sin embargo; favorece a especies de encinos y latifoliadas que en muchas ocasiones no son consideradas para la explotación (Mendoza-Medina y Rodríguez-Caballero 1959 en Chapela 2012; Bray y Merino 2004; Zerecero y Pérez 1980). Debido a que este método se cree menos intensivo, se propone su implementación en bosques que estén por arriba de los 3000 msnm. Esto se debe a que de acuerdo con Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (DOF 2003), las áreas ubicadas en esta altitud deben ser consideradas como de aprovechamiento restringido. En la década de los setenta con el objetivo de manejar las áreas forestales coetáneas (constituidos por una o pocas especies con edad y tamaño similares) se desarrolló e implementó el MDS (Fischer 1993). En este sistema la corta sigue siendo selectiva y fija, sólo que con una intensidad mayor. Este método presta atención en pocas especies e incluso llega a ser monoespecífica, teniendo consecuencias en la diversidad de la composición y estructura de los bosques (Chapela 2012; Bray y Merino 2004). El sistema silvícola se basa en la aplicación de

cinco tratamientos: corta de regeneración, corta de liberación y tres cortas de aclareo. La primera se refiere a la corta de árboles sin incluir a los árboles semilleros. La segunda etapa redistribuye el incremento en los mejores árboles, y la tercera se refiere a la formación de aclareos, con el fin de imitar los efectos de los incendios forestales para propiciar la regeneración de pinos, disminuir las competencias y reproducir procesos de sucesión natural (Zerecero y Perez 1980; Bray y Merino 2004; Chapela 2012). A pesar de que los sistemas silvícolas en el país son relativamente los mismos, existe poca evidencia de los efectos que estos tienen sobre la estructura. Asimismo, no se ha incorporado en ellos un enfoque que considere la complejidad de la estructura.

II. MÉTODOS

En esta sección se explica la metodología implementada para esta investigación. El trabajo se basa en tres componentes: la identificación del sitio de estudio, el muestreo en campo y el análisis de datos (Figura x), ambos combinando trabajo de gabinete y campo.

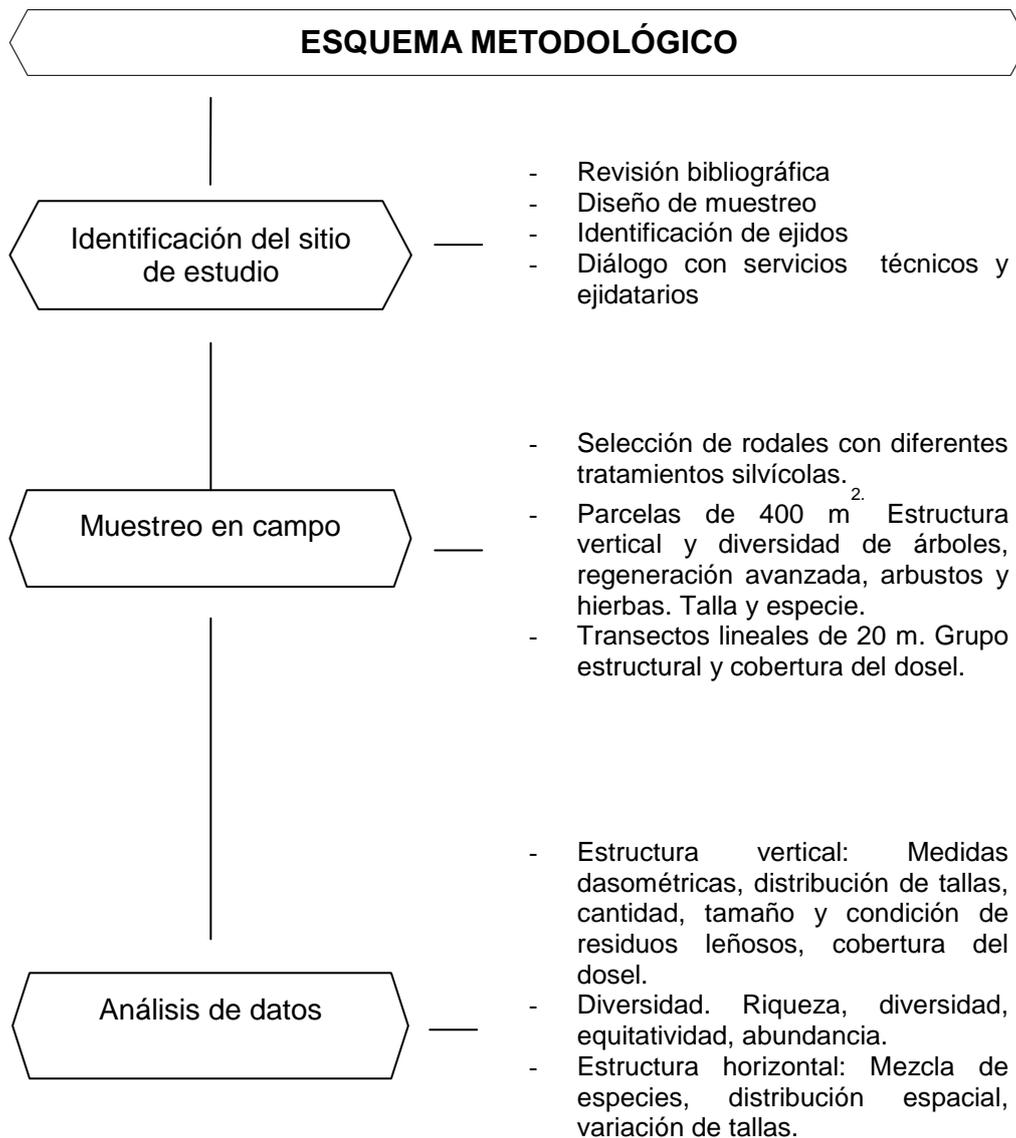


Figura 2. Esquema metodológico del proceso de la información.

II.1. Sitio de estudio

La región "Chignahuapan-Zacatlán", definida por CONAFOR (2014), es una superficie que se encuentra en lo que se conoce como Sierra Norte de Puebla, y se define por su importancia en el sector forestal (Figura 3). De acuerdo con estimaciones de CONAFOR (2014), en la región se encuentra más de la mitad de la superficie forestal y de la industria forestal del estado, que se refleja en los altos volúmenes de cosecha anual. Los municipios que comprenden esta región son: Chignahuapan, Ahuazotepec, Aquixtla, Ixtacamaxtitlán, Tetela de Ocampo, Huauchinango y Zacatlán (CONAFOR 2014). Sin embargo, más del 90% de los recursos forestales de la denominada región se localizan en los municipios de Chignahuapan, Ixtacamaxtitlán, Zacatlán, Tetela de Ocampo, Huauchinango y Aquixtla (CONAFOR 2014). El manejo forestal en la región se concentra principalmente en la producción de madera para fines industriales y combustible. Existe poca industria forestal ya que sólo algunos ejidos tienen aserradero.

En la región, como en gran parte del país, los métodos silvícolas que se implementan son el MDS y MMOBI, con sus respectivas variaciones. Para este estudio se trabajó en un ejido representativo para cada método, siendo el Ejido Llano Grande, Chignahuapan con el MDS y Ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán con el MMOBI (Figura 3).

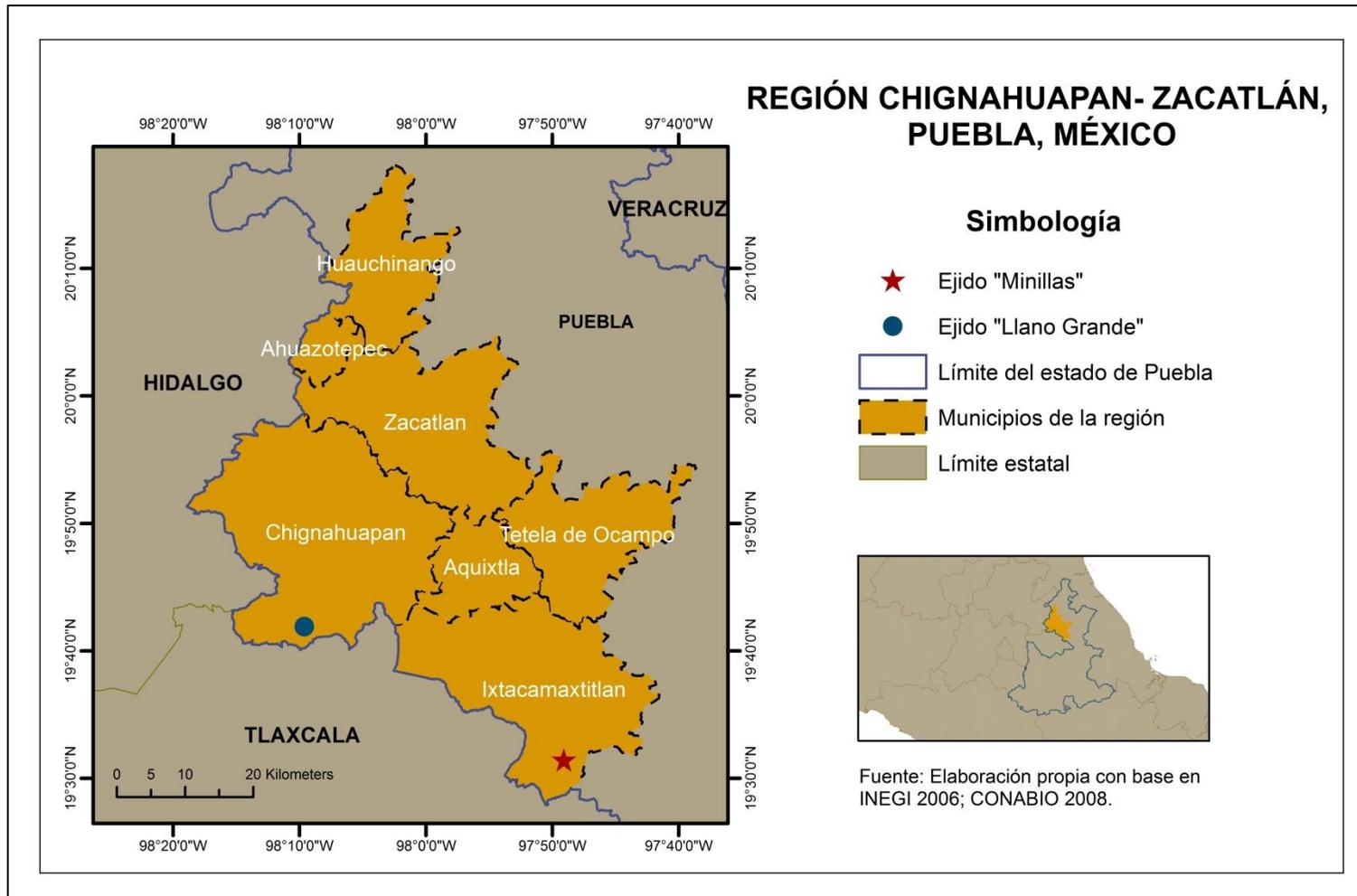


Figura 3. Mapa de ubicación de la región “Chignahuapan- Zacatlán”, el Ejido Llano Grande, Chignahuapan y Ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán.

II.1.1. Ejido Llano Grande, Chignahuapan

El municipio de Chignahuapan se localiza al oeste del estado de Puebla. Colinda al oeste con el estado de Hidalgo, y al sur con Tlaxcala. Cuenta con cerca de 20,000 ha de bosque (26 %), sin embargo la mayor superficie del municipio es agrícola (60 %; INEGI 2006). Cuenta con vegetación de clima templado-frío, representada por coníferas mezcladas (*Pinus patula*, *Pinus ayacahuite*, *Abies religiosa*, etcétera.) y bosques de pino-encino (*Pinus pseudostrobus*, *Pinus montezumae*, *Quercus rugosa*, *Quercus laurina*, entre otras). Más del 80 % de la superficie boscosa se encuentra bajo manejo forestal regulado, siendo la principal propiedad ejidal. La mayoría de los ejidos tiene una extensión menor a 300 hectáreas (ha), sin embargo la mayor superficie corresponde a los ejidos con más de 500 ha (CONAFOR 2014). Los principales métodos de extracción son el MDS y MMOBI, cuya implementación depende de la estructura y composición de la vegetación, así como de la altitud.

Dentro del municipio se localiza el Ejido Llano Grande que tiene una extensión de aproximadamente 2300 ha, de las cuales más de la mitad (\approx 1600 ha) están bajo manejo forestal (Cruz 2013). Debido a que el manejo forestal en esta unidad se ha dado en distintas escalas y modalidades, ofrece la oportunidad de utilizar una estrategia de muestreo con cronosecuencia y permite una comparación de sitios con distinto aprovechamiento. Además de las áreas de producción la superficie ejidal se ha catalogado áreas de conservación y aprovechamiento restringido. Además de esto cuenta con un vivero para la producción de planta, principalmente *Pinus patula* y *Pinus montezumae*. La producción maderera depende del tipo de comprador, por lo que va desde material para construcción, celulosa, y leña. El manejo forestal del ejido no se lleva a cabo directamente por los ejidatarios. En el proceso administrativo y de extracción intervienen instituciones de gobierno (CONAFOR) y personal para asesoría

técnica (ingeniero forestal). Aunado a ello, el ejido cuenta con Certificación Forestal Internacional emitida por Rainforest Alliance. Además de la producción maderable Llano Grande se encuentra inscrito en el programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos dirigido por CONAFOR. De acuerdo con los ejidatarios, el uso y aprovechamiento de los bosques sólo se permite de acuerdo a los indicadores y parámetros que consideren CONAFOR, el técnico forestal y las normas de la certificación. Sin embargo ambos consideran que no cuentan con información empírica acerca del efecto de los tratamientos en la estructura y composición de los bosques. En el ejido el principal sistema silvícola es el MDS, con dos métodos de regeneración: método de árboles padres y corta total/ matarrasa. En ambos casos el turno es de 50 años, con un ciclo de corta de 5 a 10 años. Asimismo, los dos se dividen en 4 etapas: corta de regeneración, primer aclareo, segundo aclareo y tercer aclareo; así como varios tratamientos complementarios (Figura 4 y 5). Posterior a la corta de regeneración, se lleva la reforestación del rodal con una densidad de por hectárea. Esta tiene una duración de aproximadamente 3 años.

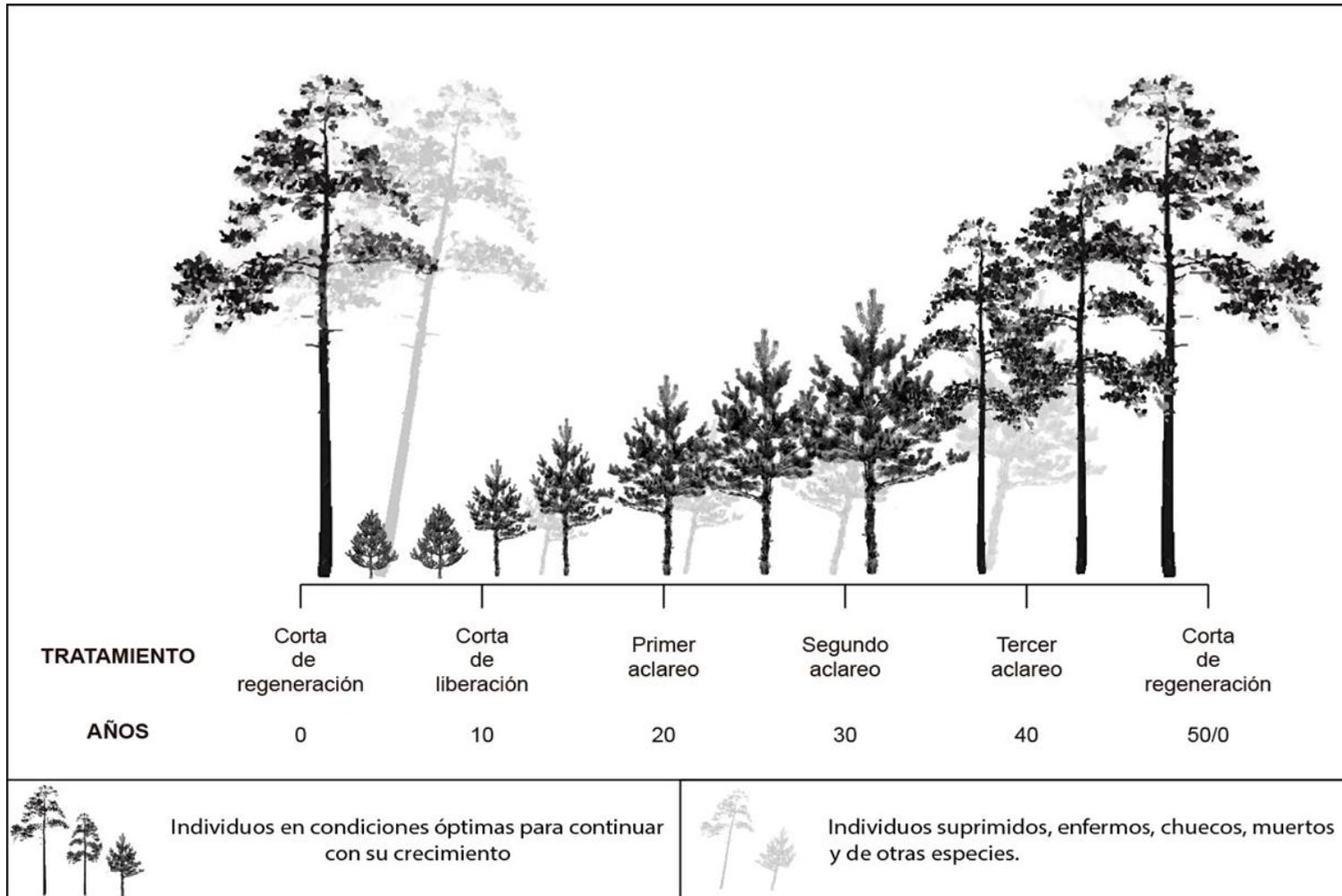


Figura 4. Método de árboles padres. Elaborado por Lic. Balam Castro.

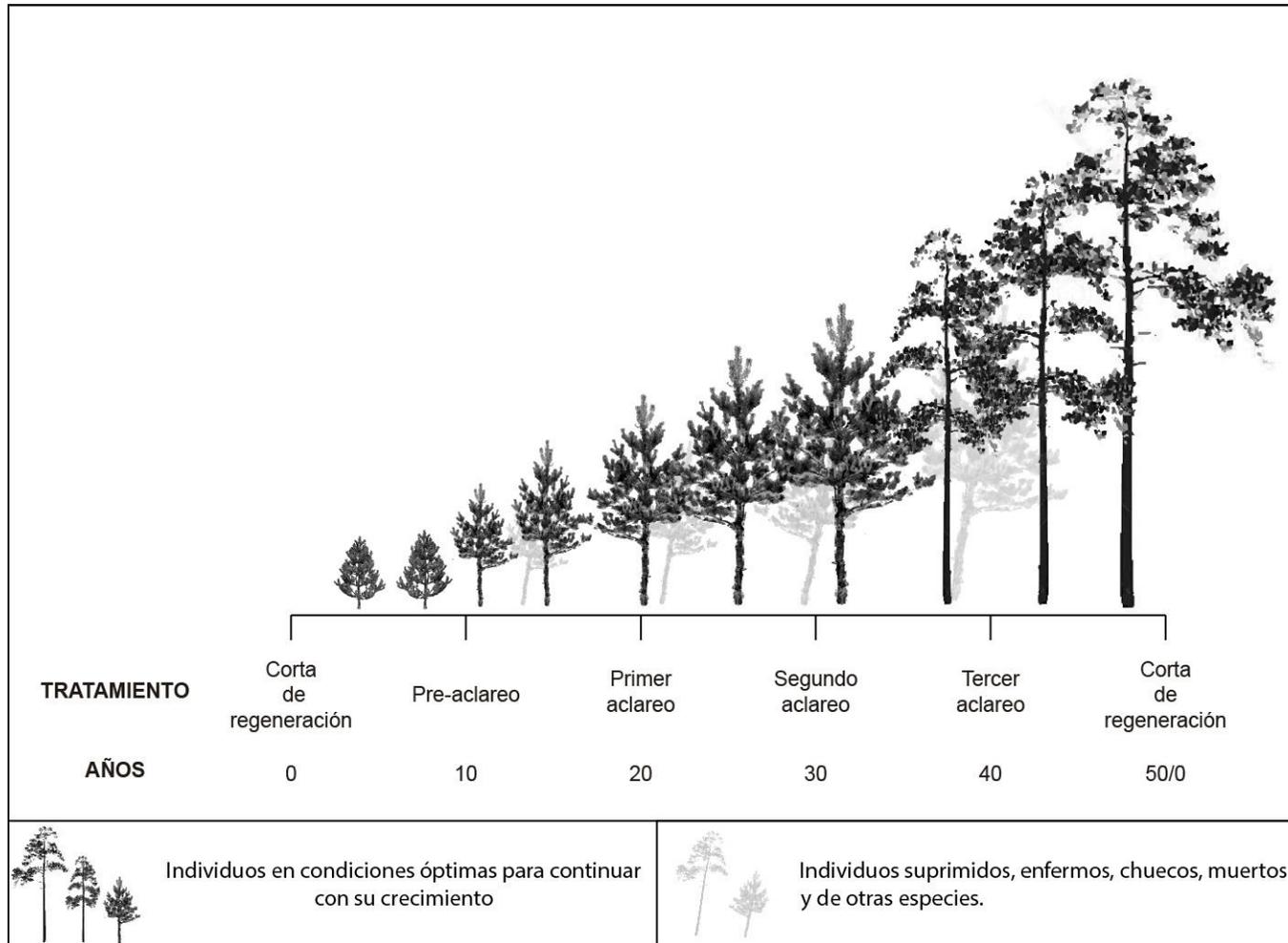


Figura 5. Método de corta total. Elaborado por Lic. Balam Castro.

II.1.2. *Ejido Las Minillas, Ixtacamaxtitlán*

El municipio de Ixtacamaxtitlán colinda al oeste con Tlaxcala, al norte con los municipios de Chignahuapan, Atlixca, Tetela de Ocampo y Zautla; al este con Cuyoaco, Ocotepec, y al sur con el municipio de Libres. El 42 % de la superficie del municipio es agrícola, mientras que un 25 % es bosque (INEGI 2006). Del total de la superficie boscosa del municipio, el 30% se encuentra bajo manejo (CONAFOR 2014). El régimen de propiedad es principalmente social, y se distribuye casi equitativamente en uso común y ejidal (CONAFOR 2014). La mayor parte de los ejidos que se encuentran bajo manejo tiene un tamaño promedio de 500 ha, mientras que los predios privados alcanzan hasta 25 ha (CONAFOR 2014). La principales especies son: *Abies religiosa*; *Arbutus xalapensis*; *Cupressus lindeleyi*; *Pinus patula*; *Pinus pseudostrobus* y *Pinus rudis*.

Para esta investigación, se decidió trabajar en el Ejido Minillas debido a su historia forestal de casi 30 años y donde el principal método silvícola que se utiliza es el MMOBI. El sistema no tiene definido un ciclo silvícola, sino que consiste en una intervención continua y la permanencia de la cobertura forestal. Por cuestiones administrativas, las actividades y permisos se han agrupado en un periodo de 10 años, con un ciclo de corta anual (Figura 6). El tipo de corta que se realiza es conocido como de “Selección individual”, que consiste en la remoción individual del arbolado con el objeto de permitir la regeneración continua y mantener el estado incoetáneo de las masas.

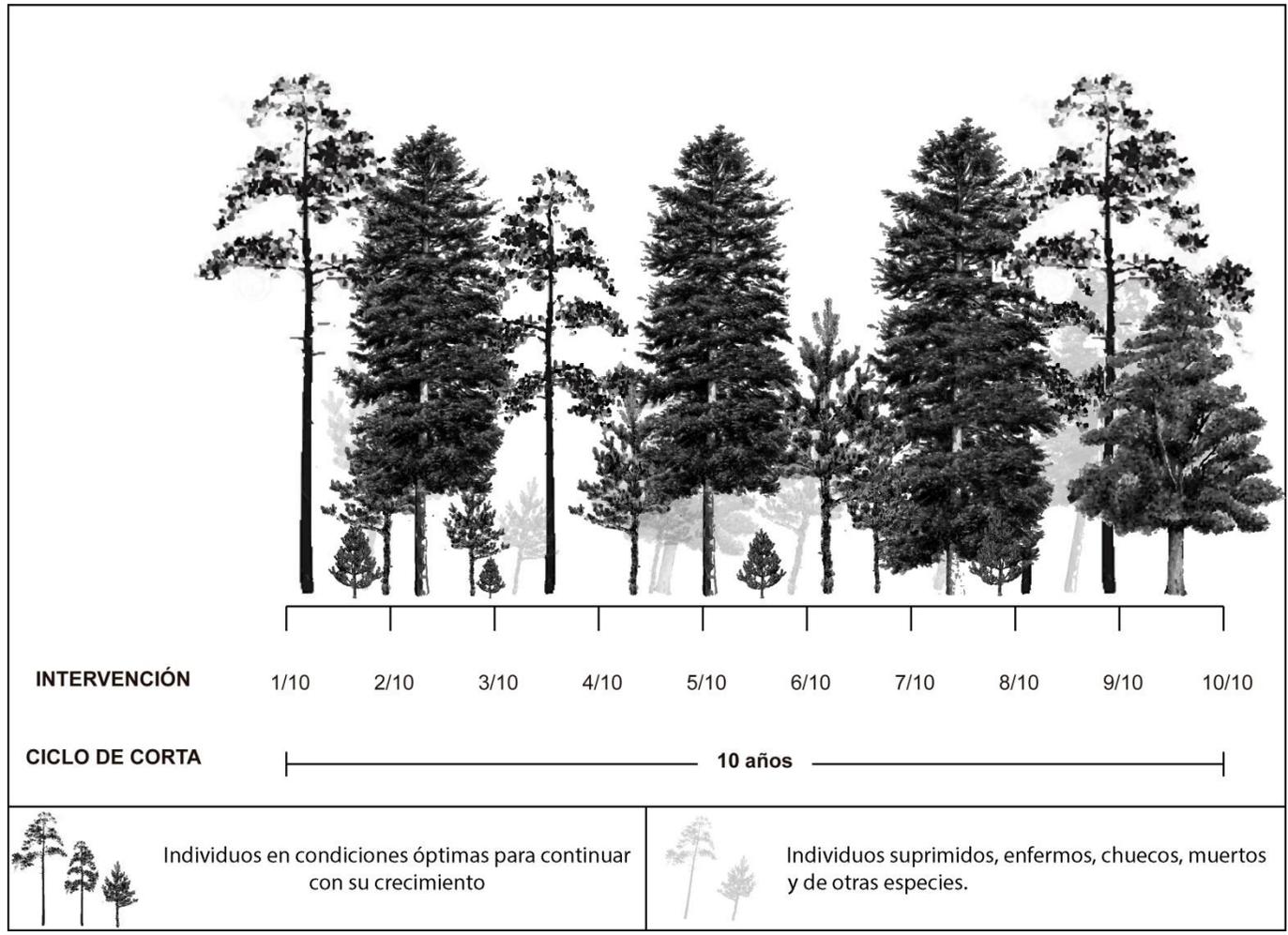


Figura 6. Método de cortas selectivas individuales. Elaborado por Lic. Balam Castro.

II.2. Diseño de muestreo

Para evaluar el impacto de la remoción de biomasa del manejo sobre el estrato arbóreo, las métricas de los componentes de la estructura reflejan con precisión la respuesta de la diversidad y funciones del ecosistema (Spies 1998). Se identificaron rodales con distintos tratamientos de los sistemas de manejo MMOBI y MDS con base a los años de aprovechamiento forestal histórico (Tabla 4). Por cada tratamiento se consideraron dos replicas con el fin de capturar la heterogeneidad del ejido. En el caso del MDS se seleccionaron sitios posteriores a cada una de las etapas de aprovechamiento, mientras que para el MMOBI se consideraron cuatro tiempos después de la intervención.

Tabla 4. Rodales con sistemas de manejo MDS y MMOBI con distintos tratamientos.

SITIO	MÉTODO	TRATAMIENTO	ASOCIACIÓN VEGETAL	PENDIENTE (%)	ALTITUD (MSNM)	EXPOSICIÓN	EDAD DEL ARBOLADO (AÑOS)
Ejido Llano Grande	Método de Desarrollo Silvícola	Corta total	Pino	16	2805	Norte Oeste	0 a 5
			Pino	16	2794	Norte Oeste	0 a 5
		Corta de liberación inicial	Pino	5	2776	Sur Oeste	5 a 10
			Pino	5	2776	Sur Oeste	5 a 10
		Corta de liberación final	Pino-Oyamel	3	2758	Norte Oeste	10 a 20
			Pino-Oyamel	7	2745	Norte Oeste	10 a 20
		Primer corta de aclareo	Pino	25	2689	Norte Oeste	20 a 30
			Pino	19	2695	Norte Oeste	20 a 30
		Segunda corta de aclareo inicial	Pino	20	2711	Norte Oeste	30 a 40
			Pino	7	2705	Norte Oeste	30 a 40
		Segunda corta de aclareo final	Pino-Encino	26	2767	Norte Oeste	> 40
Pino-Oyamel	30		2841	Norte Oeste	> 40		
Ejido Las Minillas	Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares	Dos años de abandono	Oyamel-Ciprés	20	3273	Sur	-
			Oyamel	20	3288	Oeste	-
		Cuatro años de abandono	Oyamel	20	3206	Oeste	-
			Oyamel-Pino	15	3374	Oeste	-
		Seis años de abandono	Pino-Oyamel	20	3390	Sur	-
			Pino-Oyamel	15	3209	Norte	-
		Ocho años de abandono	Pino-Oyamel	19	3185	Oeste	-
			Oyamel	30	3120	Norte	-

II.2.1. Muestreo de la vegetación

Cabe destacar que la selección de sitios y el muestro estuvo en el marco de un sistema de monitoreo establecido por parte de la CONAFOR, los servicios técnicos forestales y los ejidatarios en cada sitio. Este proyecto consiste en la implementación de “Sitios permanentes, evaluación de la densidad o intensidad de aclareo” (SPED), cuyo objetivo es la evaluación del efecto del aclareo en las medidas dasométricas y el estrato arbustivo y herbáceo. El diseño de muestreo fue diseñado por los técnicos forestales y CONAFOR. Por cada rodal se seleccionó una parcela de 30 x 30 m, es decir, 2 réplicas por tratamiento. Se muestrearon un total de 12 cuadros para el MDS y 8 cuadros para el MMOBI. En cada uno se delimitó una franja de protección de 5 m en cada lado, para evitar el efecto del borde, por lo que se contó con un área útil de 400 m²(Figura 7). La parcela se dividió en cuadrantes tomando como referencia el centro y trazando líneas rumbo al norte, sur, este y oeste. De esta forma se marcaron cuatro cuadrantes 10 m x 10 m que se enumeraron en sentido de las manecillas del reloj.

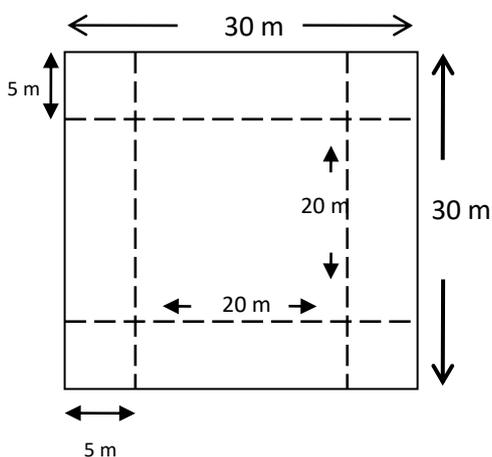


Figura 7. Diseño de muestreo por cuadros

Primero se midió el estrato herbáceo (de 0.3 a 1.0 m). Este incluye a todas las plantas vasculares y algunas briofitas. El muestreo se llevó a cabo en los cuadrantes 1 y 3 de la parcela que se dividieron con líneas diagonales sobre las cuales se ubicaron

cuadros de 1m² equidistantes del centro del cuadrante (Figura 8). Se registraron los siguientes datos: especie y nombre común. En total fueron 96 cuadros para el MDS y 64 para el MMOBI.

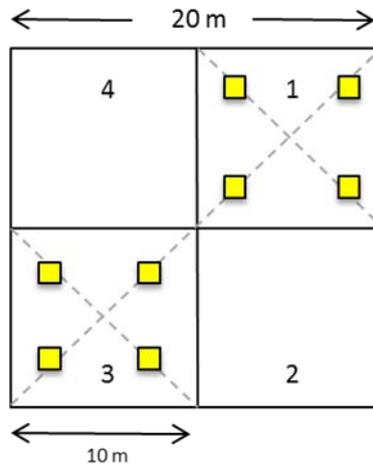


Figura 8. Diseño de muestreo para la medición del estrato herbáceo

De forma posterior, se muestreo el estrato arbustivo (≥ 0.3 m y ≤ 2 m) en dos franjas laterales de 40 m² (2 m de ancho x 20 m de largo, Figura 9) orientadas en el sentido de la pendiente de la parcela (o en el caso de superficies con pendiente suave, en la dirección N – S). Se registró la especie con su nombre común. En aquellos casos en que no era posible identificar una especie se colectaron muestras botánicas y se identificaron en gabinete. Cabe precisar que el criterio que prevalecía respecto a los arbustos ubicados cerca de los límites de las franjas, se incluyeron únicamente aquellos individuos que tuvieran 50% o más de su follaje dentro de la misma.

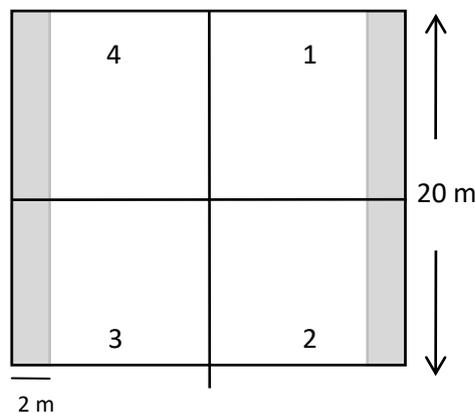


Figura 9. Diseño de muestro para la medición del estrato arbustivo

En cada parcela de 20x 20 m (Figura 5) se muestrearon todos los individuos del estrato arbóreo que se encontraban enraizados dentro del cuadro. Se consideró estrato arbóreo a los individuos cuyo Diámetro Normal (DN) fuera ≥ 7.5 cm y de altura ≥ 2 m de altura. Se tomó su altura total, DN, y se determinó la especie y condición (vivo o muerto). También se realizó la medición de la regeneración avanzada, la cual es considerada un elemento importante para conocer la tendencia dinámica de la vegetación arbórea en términos de composición, procesos de sucesión y competencia. Se consideró regeneración avanzada a todos aquellos individuos con un DN ≤ 7.5 cm y con una altura total ≥ 1.3 m. Los individuos se midieron en los cuadrantes 2 y 4. Las variables registradas fueron: especie, altura total y diámetro normal.

La segunda parte del muestreo se realizó por medio de transectos lineales. Se colocaron cuatro transectos lineales de 20 cada uno por cada sitio, de tal manera que formaran un rombo regular (Figura 8). En total fueron 48 transectos para el MDS y 32 transectos para el MMOBI.

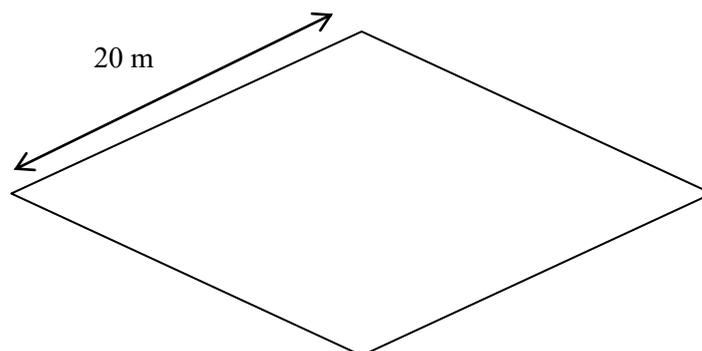


Figura 10. Diseño de muestreo por transectos lineales.

En cada transecto lineal se muestrearon los residuos leñosos gruesos (RLG). Se consideraron RLG a todas aquellas piezas leñosas ≥ 2.5 cm de diámetro y ≥ 50 cm de longitud (Harmon *et al.* 1986; Lähde 1999; Rubino y McCarthy 2003). Sin embargo, sólo se midieron las piezas que fueron interceptadas en su parte media por la línea. Se

midieron los diámetros de los extremos y la longitud de cada pieza. Asimismo, cada RLG se clasificó de acuerdo a su fase de descomposición (McCarthy y Bailey 1994; Pyle y Brown 1998; Tabla 5). Las piezas de RLG que mostraron más de una categoría descomposición fueron clasificadas de acuerdo a la clase de decadencia más prominente.

Tabla 5. Criterios de clasificación del grado de descomposición de necromasa.

Clase	Características
1	Corteza intacta, pequeñas ramas presentes.
2	La mayoría de la corteza ya no está presente o se desprende fácilmente. Presencia de ramas pequeñas, sin degradación de la albura.
3	La corteza ya no está presente, así como la mayoría de las ramas. Presencia de la degradación de la albura.
4	Ausencia de corteza, musgos presentes. Presencia de degradación avanzada de la albura.
5	Sin corteza. Pérdida de la forma circular, alta fragmentación y musgos presentes.

Fuente: McCarthy y Bailey 1994; Pyle y Brown 1998; Rubino y McCarthy 2003.

La determinación de la cobertura del dosel por tratamiento se llevó a cabo por medio de un densitómetro GRS. Para ello, se tomaron 5 puntos de muestreo cada cuatro metros en cada transecto lineal. Se observó a través del densitómetro la ausencia o presencia de cobertura del estrato arbóreo. En total se muestrearon 40 puntos por tratamiento.

La distribución espacial de los árboles y la regeneración avanzada se muestreo por grupo estructural (GE). El grupo estructural se compone de un individuo de

referencia y sus cuatro vecinos más cercanos (Pommerening 2002; Figura 9). En este estudio el individuo de referencia fue aquel árbol o regeneración avanzada que fuera interceptado por el transecto lineal o estaba por lo menos a un metro de distancia de él. Una vez identificado el individuo de referencia se tomó la distancia y el azimuth a cada vecino. Asimismo, se midió la altura y DN, se identificó la especie y condición (vivo o muerto) de todos individuos que integraban al grupo. Ningún grupo compartió vecinos. Se midieron en promedio 20 grupos estructurales por tratamiento.

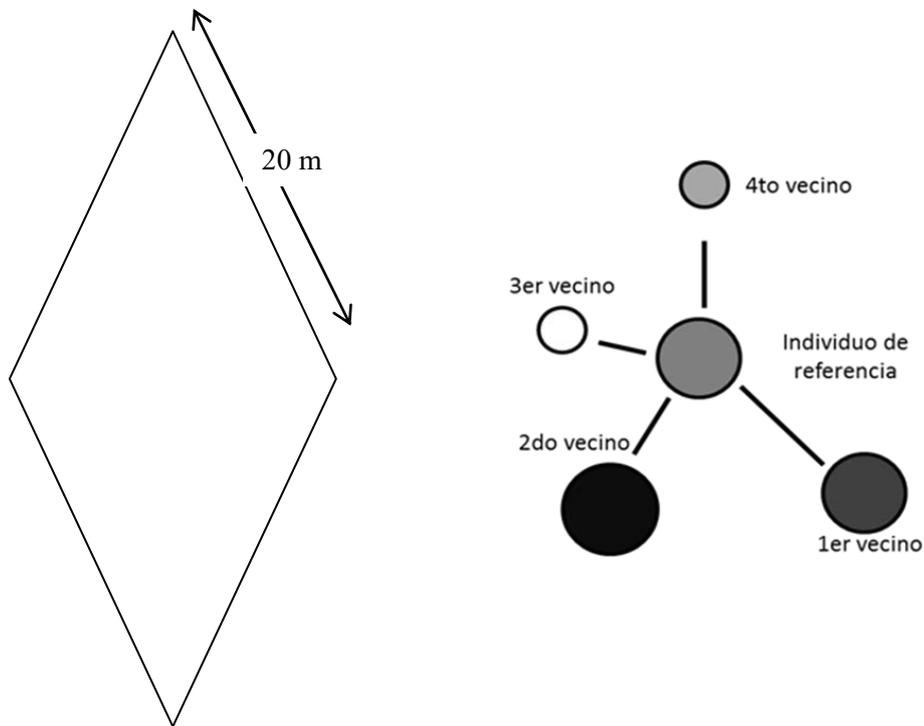


Figura 11. Esquematización de grupo estructural. Elaboración propia con base en Pommerening 2002.

II.3. Análisis de datos

Se determinó la densidad del rodal (número de árboles ha^{-1}), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), altura y diámetro promedio de cada uno de los rodales. La biomasa arbórea del rodal (Mg ha^{-1}) se obtuvo por medio de ecuaciones alométricas a partir del DN. Se realizó un histograma de la distribución diamétrica y de alturas de cada rodal. Se calculó el volumen (Tabla 6), longitud y diámetro de los residuos leñosos por rodal y tratamiento. Asimismo, se graficó en un histograma el volumen de residuos por estado de decadencia en cada tratamiento. Se calculó la riqueza específica, diversidad de especies y equitatividad de cada estrato, arbóreo, arbusto y hierbas, por tratamiento. La riqueza específica consistió en el número de especies por tratamiento (Tabla 6). La diversidad se obtuvo por medio del índice Shannon-Wiener (Tabla 6). El valor de H' incrementa conforme ocurre un mayor número de especies y la proporción de individuos es más homogénea (Aguirre 2002). La equitatividad se obtuvo de calcular la máxima igualdad entre especies (Tabla 6). Asimismo, se identificó la composición, abundancia y área basal de las especies arbóreas por tratamiento.

La distribución espacial se evaluó a partir de tres aspectos: la regularidad de la disposición de sus individuos; la mezcla de especies, y la diferenciación en la altura y diámetro de los árboles. La distribución espacial del rodal se obtuvo por medio del índice de uniformidad de Gadow *et al.* (1998; Tabla 6). Este índice define el grado de regularidad de la ordenación espacial con base en la posición de los árboles (Gadow *et al.* 1998). Primero, se determina el índice de uniformidad de cada grupo estructural w_i , el cual se consiste en la clasificación de los ángulos (w_{ij}) desde el árbol de referencia i a cada uno de los vecinos (n) y su comparación con un ángulo estándar w (72° ; Aguirre *et al.* 2003; Del Río *et al.* 2003; Solís-Moreno *et al.* 2006). En este caso, se consideraron

cuatro vecinos (1/4), por lo que w_i asumió cinco valores posibles (0, 0.25, 0.5, 0.75 y 1), donde un valor cercano a cero representa condiciones de regularidad, valores cercanos a 0.50 muestran tendencia a la aleatoriedad y aquellos próximos a 1 presentan condiciones de agrupamiento (Solís-Moreno *et al.* 2006). Posteriormente, se calcula el índice de uniformidad promedio (W_i) que muestra una visión general de la distribución espacial del rodal. Asimismo, se graficó la frecuencia de valores por grupo estructural (GE) debido a que proporciona una visión más detallada de la distribución espacial del rodal (Graz 2004) y se calculó la frecuencia relativa de GE con relación a los árboles de referencia para analizar las combinaciones con sus vecinos.

La mezcla de especies se evaluó a partir del índice de Mezcla (Gadow 1993; Fülde 1995; Tabla 6). Este define el grado de segregación espacial de los árboles en un bosque y evalúa la diversidad de especies con base a la proporción de los vecinos más cercanos que no pertenecen a la misma especie que el árbol de referencia (Fuldner 1995 en Aguirre *et al.* 2003; Gadow *et al.* 2012). El índice de mezcla (M_i) de cada grupo estructural se obtuvo a partir de comparar la identidad de cada vecino (j) con respecto al árbol de referencia (i). Si el vecino era de la misma especie que el árbol de referencia se le asignó un valor (v_{ij}) de 0, y 1 en el caso contrario. Al considerar cuatro vecinos, el valor de M_i se divide entre ellos y puede asumir cinco diferentes valores: 0, 0.25, 0.50, 0.75 y 1 (Solís-Moreno *et al.* 2006). Los valores cercanos a cero indican que las especies tienden a agruparse o segregarse, y no se mezclan entre ellas; por el contrario, valores cercanos a uno indican una preferencia a mezclarse (Solís-Moreno *et al.* 2006; Gadow *et al.* 2012). El índice de mezcla por tratamiento ($\overline{M_i}$), se obtuvo promediando el valor de M_i de todos los grupos estructurales. Aunado a lo anterior, se graficó la frecuencia de valores por grupo estructural (GE) porque permite visualizar la composición del rodal

de forma detallada (Graz 2004), y se calculó la frecuencia relativa de GE con relación a los árboles de referencia para analizar las combinaciones con sus vecinos.

La distribución espacial de tamaños del estrato arbóreo se describió por medio del índice de diferencia de tamaños con el DN (Tabla 6) y altura total (Tabla 6). Ambos describen la relación entre el árbol de referencia (*i*) y su vecino próximo (*j*) y se definen por el cociente entre una variable dimensional del árbol más pequeño y la correspondiente al árbol mayor sustraído de 1 (Aguirre 2002). Un valor de cero significa que los árboles vecinos tienen el mismo tamaño. De esta forma, el valor del índice aumenta conforme la diferencia de los tamaños incrementa. Para la interpretación de resultados los valores de *TDi* y *THi* se distribuyeron en las siguientes cinco clases diamétricas de acuerdo con Aguirre (2002):

- Diferenciación baja: $0.0 < TDi < 0.2$; $0.0 < THi < 0.2$
- Diferenciación moderada: $0.2 < TDi < 0.4$; $0.2 < THi < 0.4$
- Diferenciación media: $0.4 < TDi < 0.6$; $0.4 < THi < 0.6$
- Diferenciación alta: $0.6 < TDi < 0.8$; $0.6 < THi < 0.8$
- Diferenciación muy alta: $0.8 < TDi < 1.0$; $0.8 < THi < 1.0$

Tabla 6. Índices de diversidad y estructura.

ÍNDICE	FORMULA	DESCRIPCIÓN	FUENTE
Volumen de residuos leñosos	$V = \left(\frac{\pi^2}{8L}\right) \sum_{j=1}^{mi} d_{ij}^2$	V= volumen de residuos leñosos (m ³ ha ⁻¹) d= diámetro promedio del leño (cm) L= longitud del transecto lineal (m) mi= número de leños interceptados	Van Wagner 1968; Marshall <i>et al.</i> 2003; Williamson 2008
Riqueza de especies	S= N/A	N= número de especies A= área	Magurran 2004
Índice de Shannon-Wiener	$H' = \sum_{i=1}^n p_i (\ln p_i)$	pi= abundancia relativa de cada una de las especies n = número de especies	Magurran 2004
Índice de equitatividad	E= H'/Hmax Hmax= H'/lnS	H'= diversidad de especies Hmax= diversidad máxima ln= logaritmo natural S= Riqueza de especies	Magurran 2004
Porcentaje de cobertura	$\%C = \left(\frac{\sum n_{iCr}}{N}\right) 100$	n= número de puntos con cobertura N=total de puntos	Stumpf 1993

Tabla 6. Continuación

Índice de uniformidad

$$W_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^n w_{ij}$$

$$\overline{W}_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N W_i$$

$w_{ij} = 1$ cuando α es menor de 72° ; 0 de otra forma
 $N =$ número total de grupos estructurales
 $\overline{W}_i =$ valor medio de uniformidad

Gadow 1993; Aguirre *et al.* 2003

Índice de Mezcla

$$M_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^n m_{ij}$$

$$\overline{M}_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N M_i$$

$m_{ij} = 0$ cuando el árbol vecino j es de la misma especie que i ; 1 de otra forma
 $N =$ número total de grupos estructurales
 $\overline{M}_i =$ valor medio de índice de mezcla

Fülder 1995; Gadow 1993; Aguirre *et al.* 2003

Índice de diferenciación diamétrica

$$TD_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^n td_{ij}$$

$$td_{ij} = 1 - \left(\frac{DN_i DN_j}{DN_i DN_j} \right)$$

$$\overline{TD} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TD_i$$

$TD_i =$ Diferenciación diamétrica
 $td_{ij} =$ relación de los diámetros normales de árboles vecinos sustraída de 1
 $\overline{TD} =$ valor medio de diferenciación diamétrica

Gadow 1993; Földner y Gadow 1994; Albert *et al.* 1995; Aguirre 2002; Castellanos-Bolaños 2010; CONAFOR 2013

Tabla 6. Continuación

<p>Índice de diferenciación de alturas</p>	$TH_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^n th_{ij}$ $th_{ij} = 1 - \left(\frac{DN_i \cdot DN_j}{DN_i \cdot DN_j} \right)$ $\overline{TH} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N TD_i$	<p>TH_i = Diferenciación de alturas</p> <p>th_{ij} = relación de las alturas de árboles vecinos sustraída de 1</p> <p>\overline{TH} = valor medio de diferenciación de alturas</p>	<p>Aguirre 2002; Castellanos-Bolaños 2010; CONAFOR 2013</p>
--	--	---	---

III. RESULTADOS

En esta sección se describen los efectos de las prácticas silvícolas sobre cada uno de los atributos en cada sistema silvícola. Para ello, se desarrollaron tablas con los resultados de los índices y correlaciones, así como histogramas para la interpretación y apoyo visual.

III.1. Método de Desarrollo Silvícola

III.1.1. Medidas dasométricas y estructura vertical.

El Método de Desarrollo Silvícola (MDS) afectó los atributos estructurales del estrato arbóreo con las diferentes prácticas silvícolas. El valor de densidad arbórea más alto lo presentó la segunda corta de liberación final (1800 individuos ha^{-1}) y la segunda corta de aclareo inicial el valor más bajo (450 individuos ha^{-1}). Cabe señalar que la segunda corta de liberación final tuvo 4 veces más densidad que el segundo aclareo inicial (Tabla 7). La densidad disminuyó 0.3 veces de la corta de liberación final a la primera corta de aclareo y la mitad de la primera corta de aclareo a la segunda corta de aclareo inicial. Esto indica que las cortas de aclareo tienen un efecto negativo en la densidad del estrato arbóreo.

La primera corta de aclareo (46 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) y la segunda corta de aclareo final (50 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) tuvieron los valores más altos de área basal comparados con la corta de liberación final (29 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) y segunda corta de aclareo inicial (38 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$). De hecho, el segundo aclareo final tuvo 1.7 veces más de área basal que la corta de liberación final (Tabla 7).

La altura promedio incrementó conforme avanzó el ciclo silvícola. En este caso, la corta de liberación final presentó la menor altura promedio en todo el ciclo silvícola (11 m). Por su parte, la primera corta de aclareo y la segunda corta de aclareo inicial

presentaron valores de 0.4 y 1.1 veces más altos con respecto a la corta de liberación final. La segunda corta de aclareo final (12 m) fue similar a la corta de liberación final (Tabla 7).

El diámetro promedio fue similar en la corta de liberación final y en la segunda corta de liberación final (16 cm). Por su parte, el diámetro promedio incremento 0.6 veces en la primera corta de aclareo (25 cm) y el doble (33 cm) en la segunda corta de aclareo inicial con respecto a la corta de liberación inicial (16 cm; Tabla 7). Esto sugiere que conforme avanza el ciclo silvícola se incrementa el diámetro de los árboles restantes.

La biomasa aérea incremento conforme el ciclo silvícola. La corta de liberación final presentó la menor biomasa arbórea de todos los tratamientos (113 Mg ha⁻¹, Tabla 7). La primer corta de aclareo, la segunda corta de aclareo inicial y la segunda corta de aclareo final presentaron valores similares (213 Mg ha⁻¹, 201 Mg ha⁻¹ y 267 Mg ha⁻¹, respectivamente). Cabe mencionar que la segunda corta de aclareo final tuvo 1.3 veces más biomasa que la corta de liberación final.

La cobertura del dosel fue similar en todos los tratamientos. La primera corta de aclareo (80 %) presentó 8% menor cobertura que la corta de liberación final (88%). La segunda corta de aclareo final presentó el mayor valor de cobertura en todo el ciclo silvícola (98 %). La segunda corta de aclareo final presentó un 86% de cobertura de dosel. Esto sugiere que las cortas de aclareo no generan claros de gran tamaño con el fin de evitar la regeneración.

Tabla 7. Características dasométricas por intervención del MDS.

MÉTODO DE DESARROLLO SILVÍCOLA					
Tratamiento		CLF	1A	2AI	2AF
Densidad (Individuos ha ⁻¹)	R1*	1025.00	1050	350	1800
	R2*	1575.00	950	550	1800
	$\bar{x} \pm e.e.**$	1300±275	1000±50	450±100	1800±0
Área basal (m ² ha ⁻¹)	R1	36.08	26.67	36.68	29.21
	R2	21.88	66.12	39.69	71.42
	$\bar{x} \pm e.e.$	29±7.1	46±19.7	38±1.5	50±21.1
Altura (m)	\bar{x} R1	14.69	17.79	25.20	11.89
	\bar{x} R2	8.10	20.32	21.27	12.88
	$\bar{x} \pm e. e.$	11±3.3	19±1.3	23±2	12±0.5
Diámetro normal (cm)	\bar{x} R1	19.80	21.03	36.26	13.46
	\bar{x} R2	12.49	28.88	29.47	18.16
	$\bar{x} \pm e.e.$	16±3.7	25±3.9	33±3.4	16±2.4
Biomasa (Mg ha ⁻¹)	R1	142.05	97.67	202.36	115.36
	R2	83.10	327.55	199.02	419.41
	$\bar{x} \pm e.e.$	113±29.5	213±114.9	201±1.7	267±152
Cobertura de dosel (%)	Total	88	80	98	86

CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

* R1 =Rodal 1, R2= Rodal 2.

** e.e. =error estándar

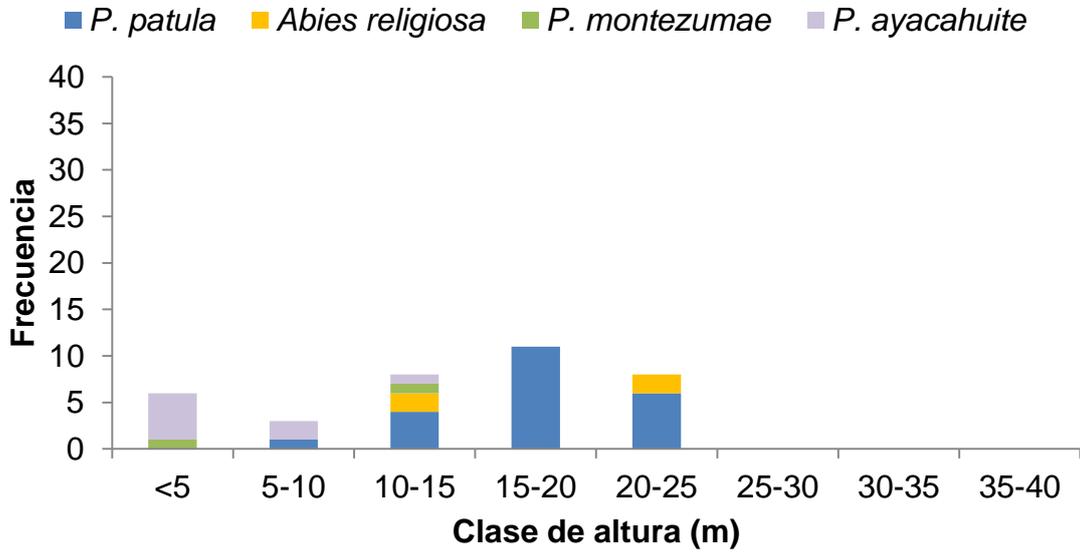
III.1.2. Estructura diamétrica y de alturas

El MDS incidió en la diversidad de la distribución de alturas de los individuos arbóreos y regeneración avanzada. En la corta de liberación final la mayoría de los individuos tuvieron alturas entre los 10-20 m, seguidos de < 10 m, lo que indica la presencia de regeneración (Figura 12a y 12b). Sólo pocos individuos rebasaron los 20 m de altura (22%; Figura 12a). De esta forma, la corta de árboles padres homogeniza la nueva masa forestal al mantener individuos de la misma altura. La distribución de tamaños en la primera corta de aclareo mostró un aumento en la altura como lo sugiere la presencia de árboles en las clases de entre 15-25 m. En ambos sitios se observó la presencia de individuos con una altura menor a 15 m (menos del 20%; Figura 13a y 13b). La segunda corta de aclareo inicial presentó la mayor frecuencia de individuos entre los 20-30 m. Asimismo, se observó la ausencia de árboles menores a los 15 m. La poca frecuencia de árboles menores a 15 m en la primera corta de aclareo y la segunda corta de aclareo inicial sugiere un efecto negativo de las cortas de aclareo sobre los árboles no dominantes/ suprimidos/pequeños y la regeneración avanzada (Figura 14a y 14b). Los rodales con segunda corta de aclareo en su fase final presentaron una distribución de alturas sesgada hacia las clases < 15 m, lo que sugiere regeneración, especialmente de latifoliadas (Figura 15a y 15b). En el primer sitio se observa la presencia de árboles que no superan los 25 m y en el segundo algunos individuos llegan hasta las 40 m de altura, principalmente coníferas.

CORTA DE LIBERACIÓN FINAL

Altura

a)



b)

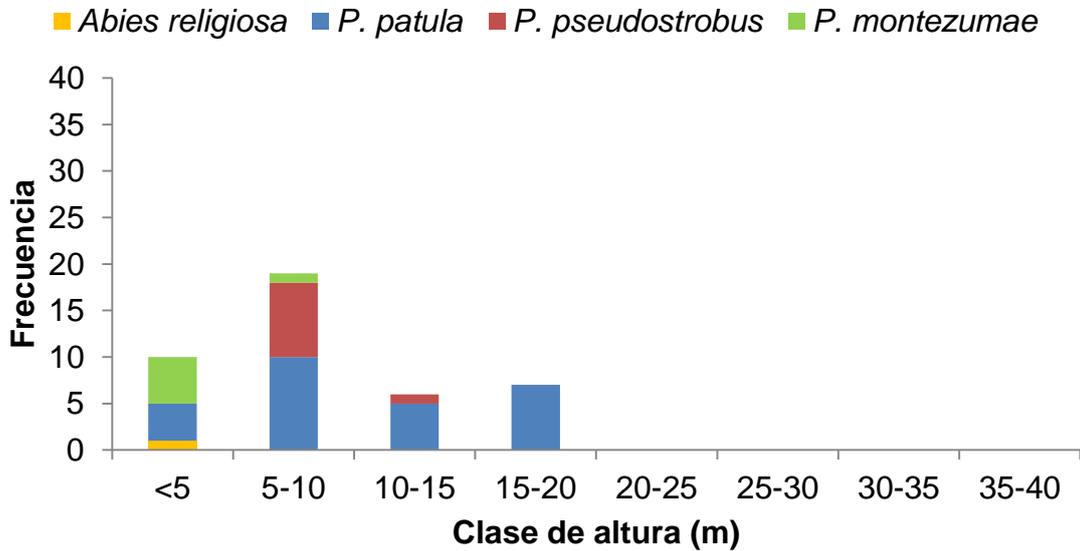
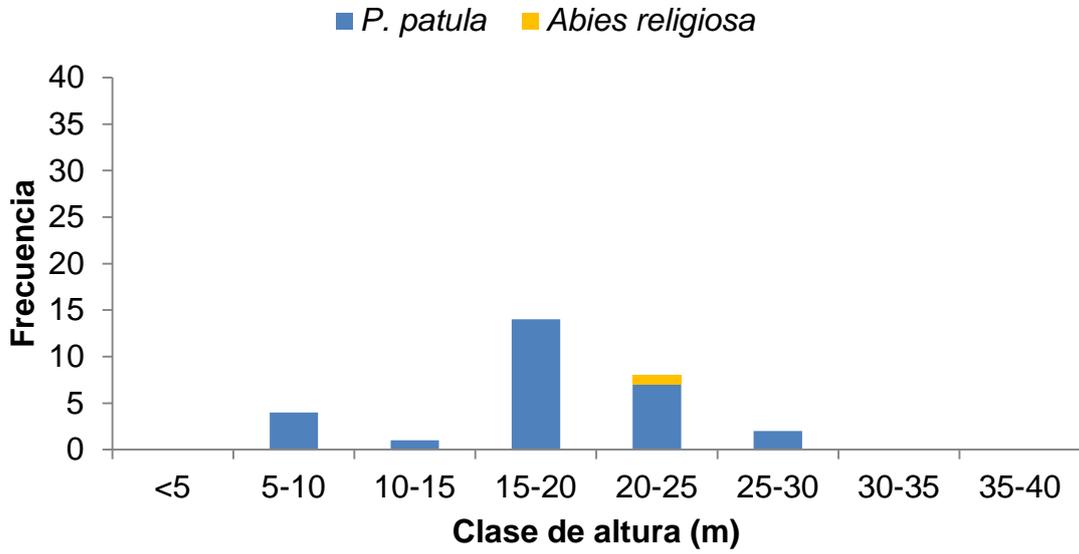


Figura 12. Estructura de alturas de rodales posterior a la corta de liberación etapa final.

PRIMER CORTA DE ACLAREO

Altura

a)



b)

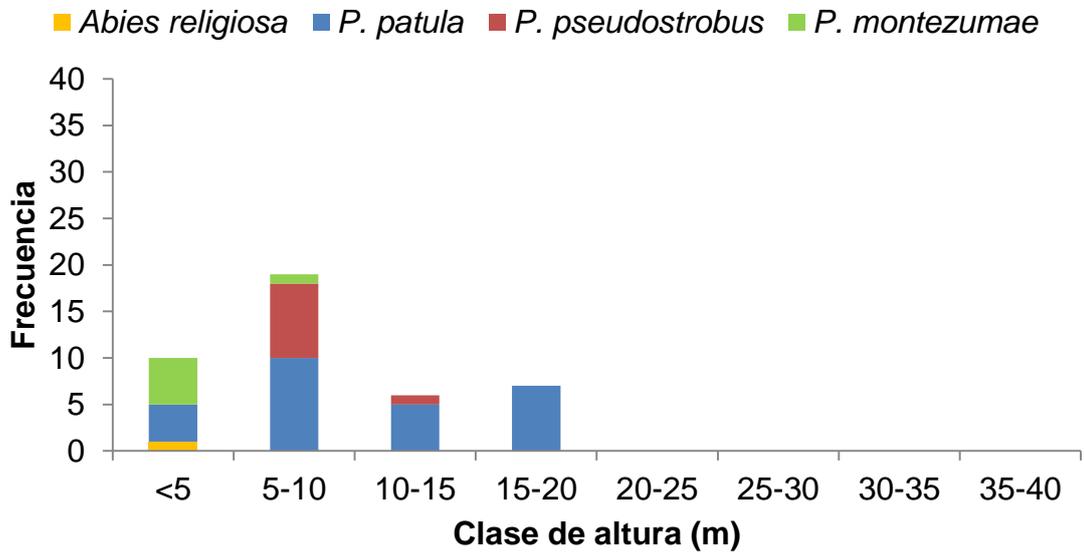


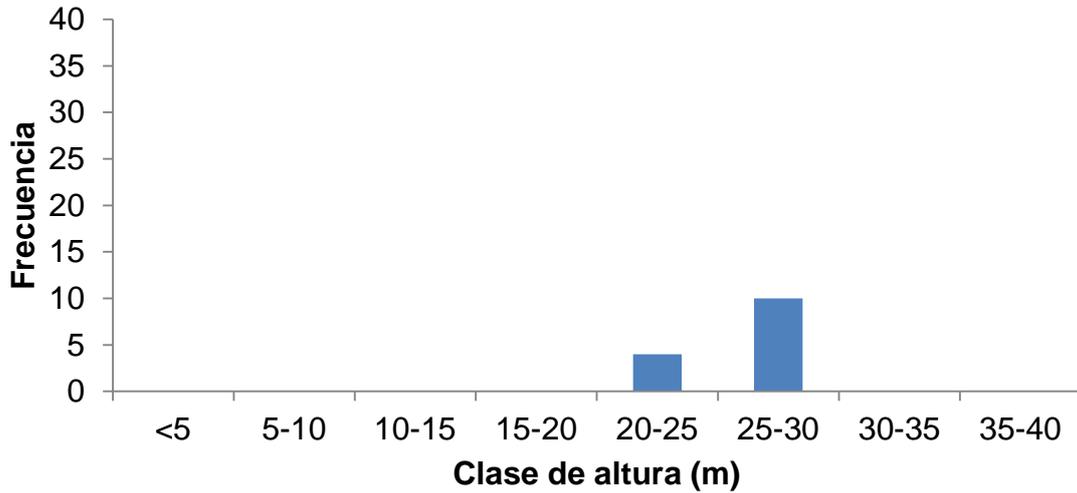
Figura 13. Estructura de alturas de rodales posterior a la primera corta de aclareo.

SEGUNDA CORTA DE ACLAREO INICIAL

Altura

a)

■ *P. patula*



b)

■ *P. patula* ■ *P. pseudostrobus*

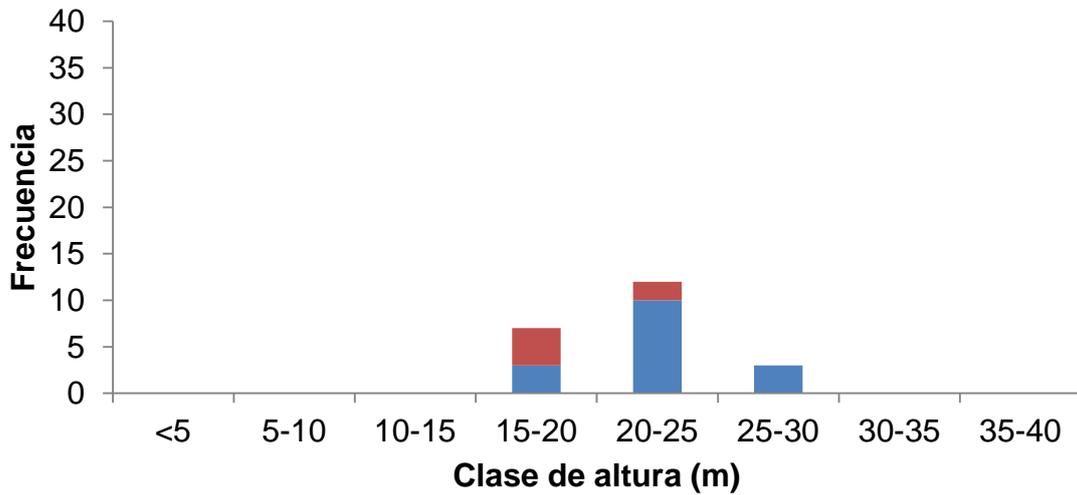
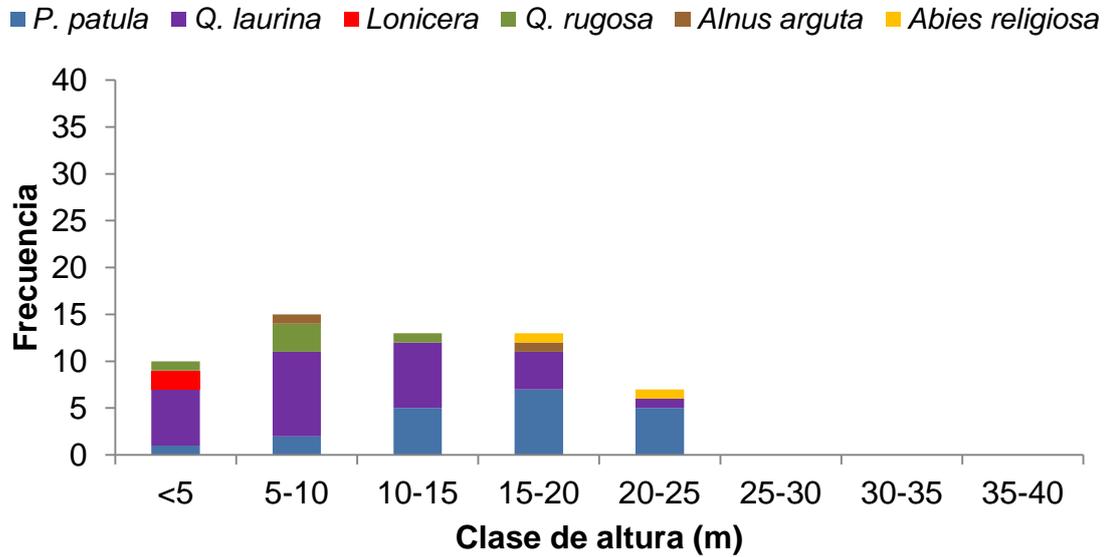


Figura 14. Estructura de alturas de rodales posterior a la segunda corta de aclareo en su fase inicial

SEGUNDA CORTA DE ACLAREO FINAL

Altura

a)



b)

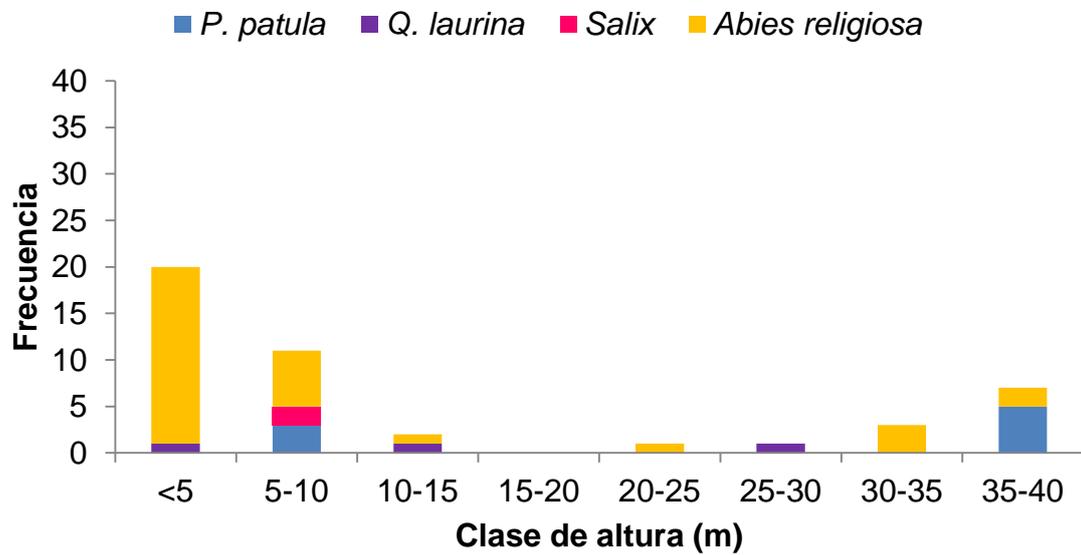


Figura 15. Estructura de alturas de rodales con segunda corta de aclareo en su fase final.

Los diferentes tratamientos del Método de Desarrollo Silvícola influyeron en la diversidad de diámetro en los individuos arbóreos por medio de la selección dirigida en cada intervención. En los rodales con corta de liberación final los individuos no superaron los 40 cm de diámetro y se concentraron en las categorías entre los 10- 30 cm. Sin embargo, se observó la presencia de árboles con <10 cm de diámetro, es decir, la presencia de regeneración avanzada (Figura 16a y 16b). Los sitios con primer corta de aclareo mostraron un incremento en el diámetro que se observó con la presencia y mayor frecuencia de individuos entre las clases 20-40 cm (Figura 17a y 17b). La segunda corta de aclareo inicial tuvo una distribución diamétrica sesgada hacia las clases medias (30-50 cm). Se observó la ausencia de individuos con un diámetro menor a 10 cm (suprimidos) y superior a 50 cm (Figura 18a y 18b). Los rodales de la segunda corta de aclareo final presentaron individuos en todas las clases diamétricas y una distribución irregular. La mayor frecuencia se ubicó en la categoría de <10 cm sugiriendo regeneración y disminuyó progresivamente en las categorías superiores (Figura 19a y 19b).

CORTA DE LIBERACIÓN FINAL

Diámetro

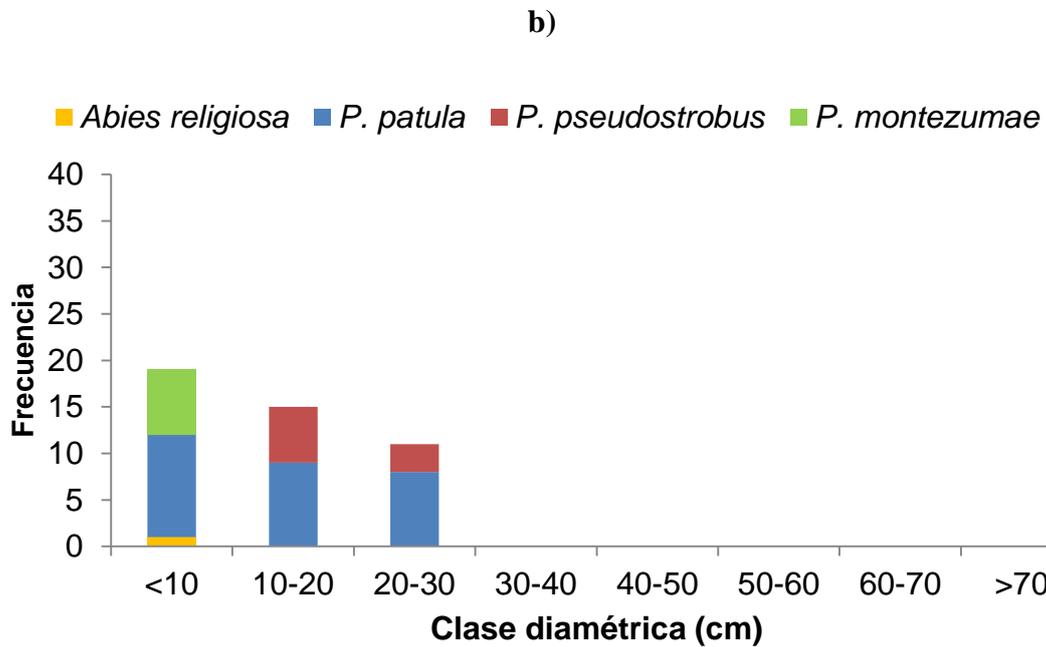
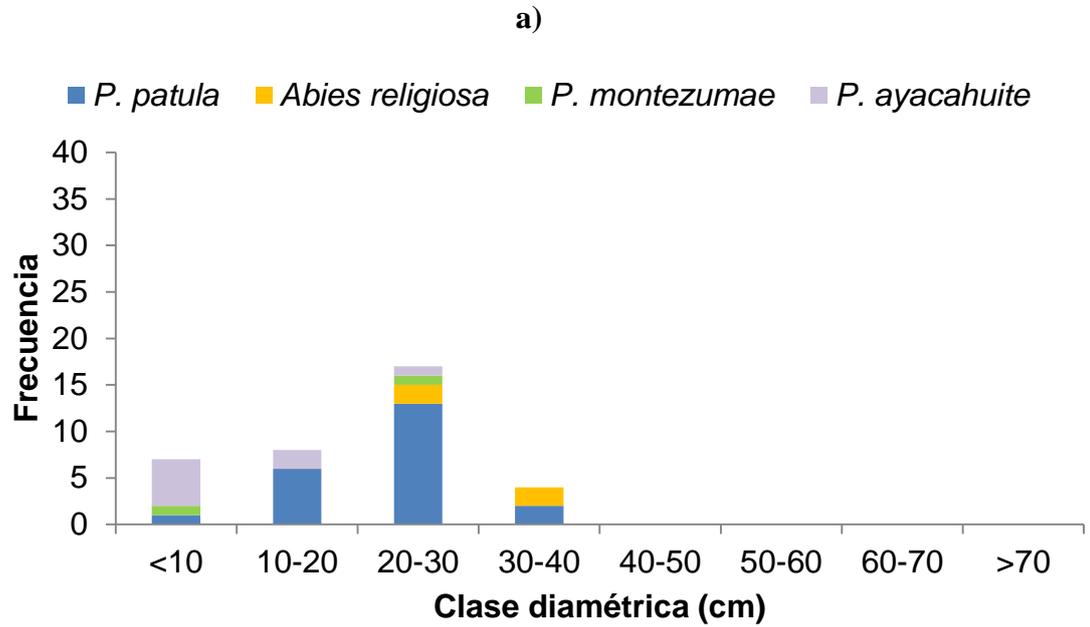
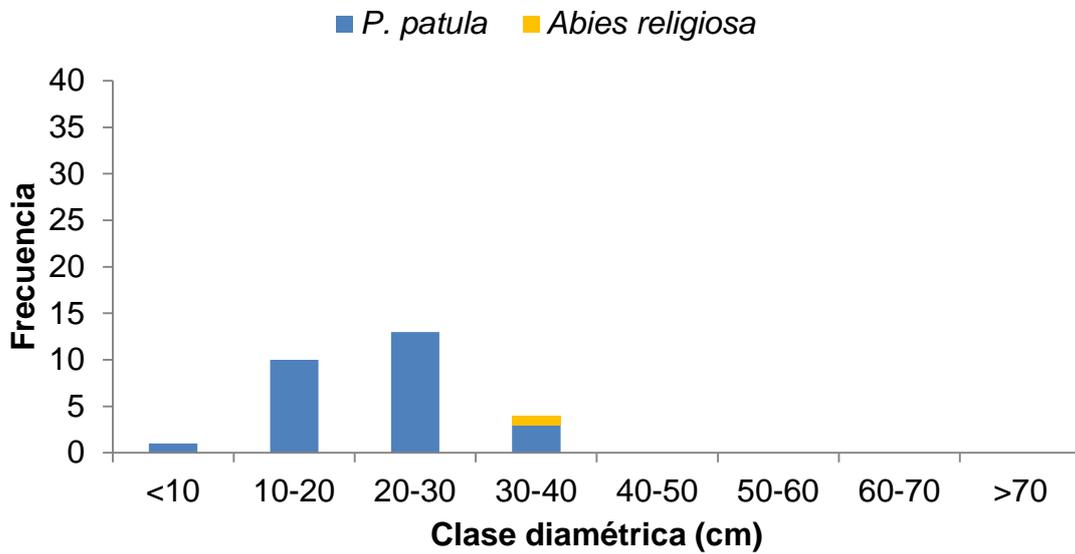


Figura 16. Estructura diamétrica de rodales posterior a la corta de liberación etapa final.

PRIMER CORTA DE ACLAREO

Diámetro

a)



b)

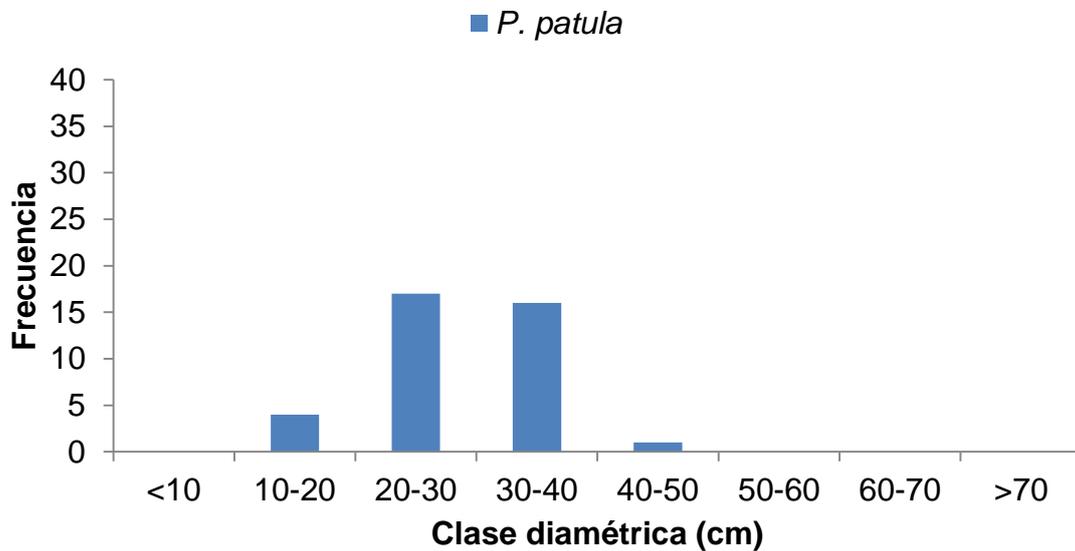
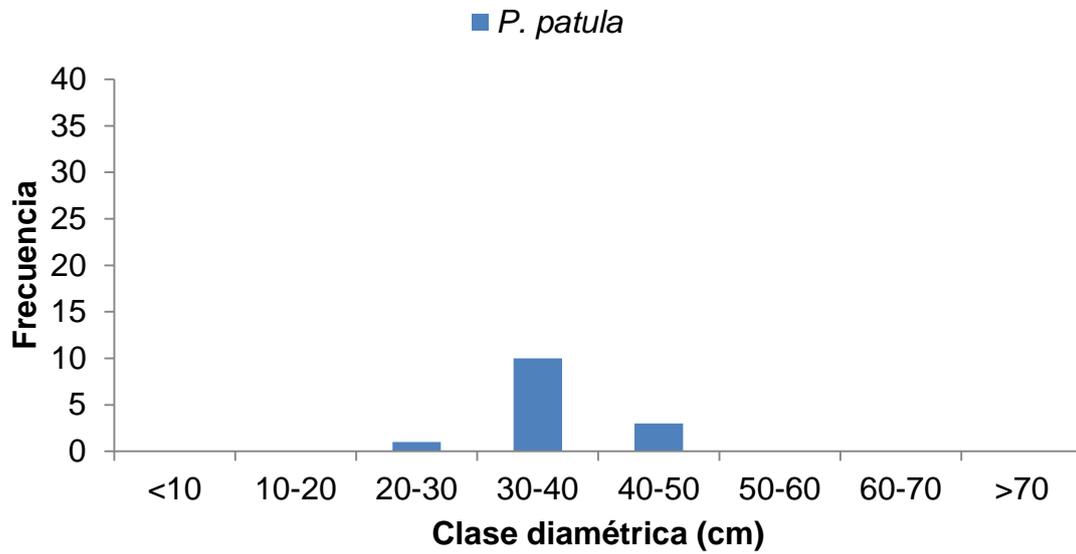


Figura 17. Estructura diamétrica de rodales posterior a la primera corta de aclareo.

SEGUNDA CORTA DE ACLAREO INICIAL

Diámetro

a)



b)

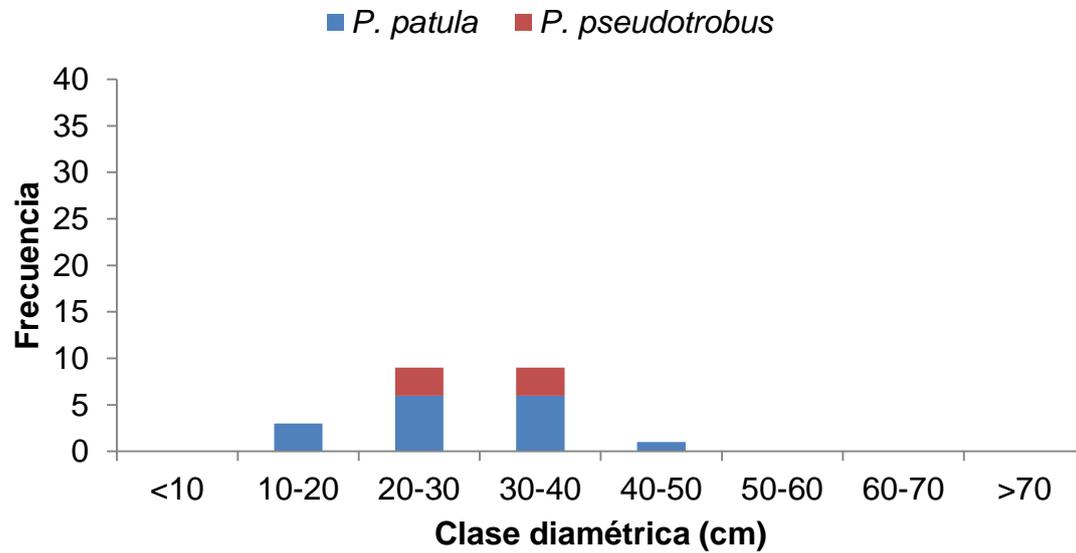
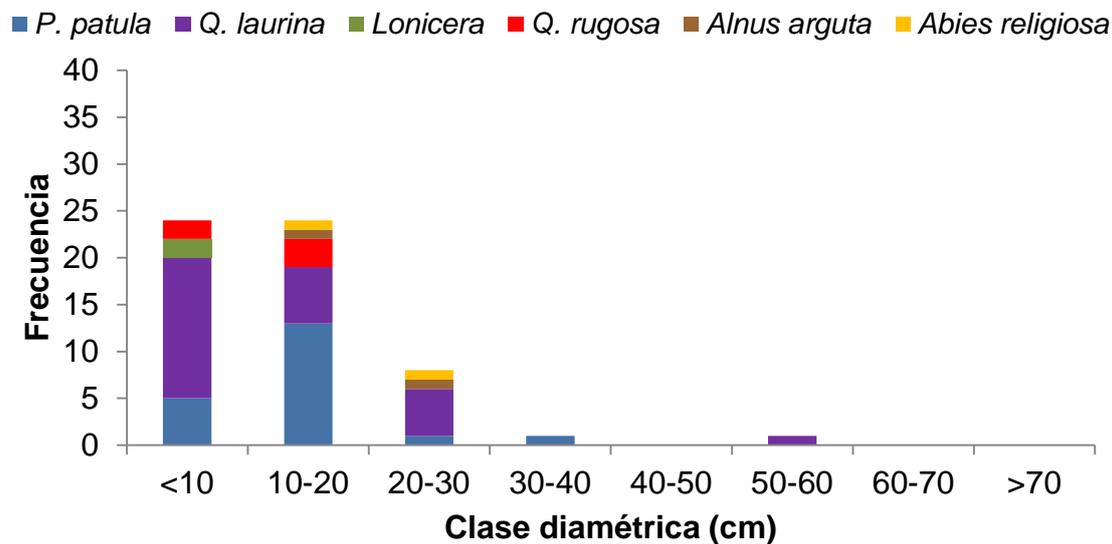


Figura 18. Estructura diamétrica de rodales posterior a la segunda corta de aclareo en su fase inicial.

SEGUNDA CORTA DE ACLAREO FINAL

Diámetro

a)



b)

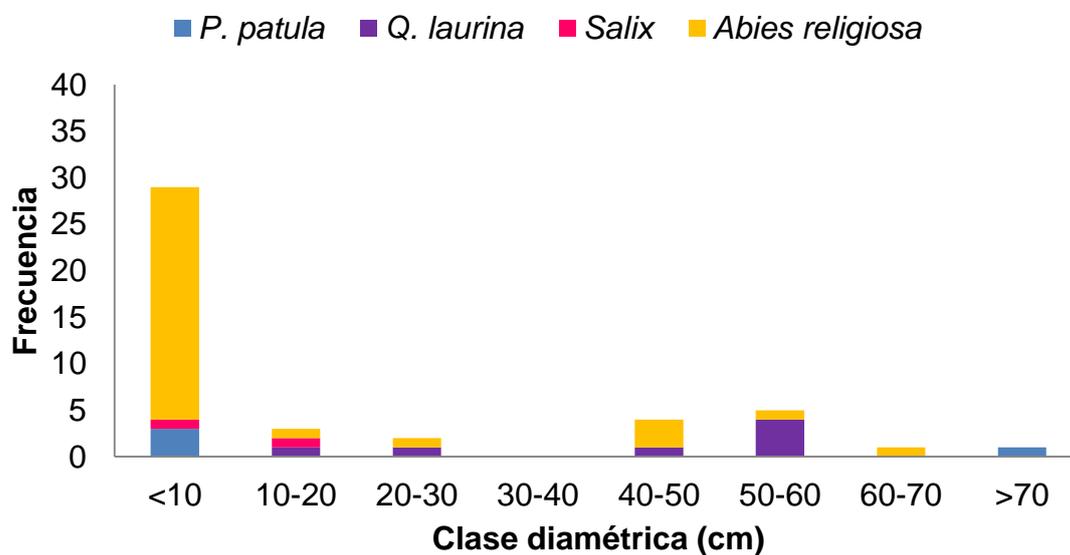


Figura 19. Estructura diamétrica de rodales con segunda corta de aclareo en su fase final.

III.1.3. Diversidad

Abundancia y composición de especies del estrato arbóreo. La composición de especies fue similar en todos los sitios, excepto en la segunda corta de liberación final (Tabla 8). La mayoría de las especies fueron coníferas, principalmente del género *Pinus*, que presentaron los valores más altos de abundancia relativa. Asimismo, la mayor área basal la presentó *Pinus patula*, lo que indica que es la especie dominante en todo el ciclo silvícola. La segunda corta de liberación final presentó algunas latifoliadas en el estrato arbóreo, principalmente del género *Quercus*, con abundancia relativa menor al 30%. Esto refleja la preferencia de las prácticas silvícolas por las especies de crecimiento rápido/ intolerantes a la sombra/ comerciales.

Estrato arbóreo. La corta de liberación final y la segunda corta de aclareo final presentaron los valores más altos de riqueza específica (5 y 7 especies, respectivamente; Tabla 9). Por su parte, la primera corta de aclareo y la segunda corta de aclareo final tuvieron solo dos especies cada una, lo que indica un efecto negativo de las cortas de aclareo en este atributo. La diversidad siguió la misma tendencia que la riqueza específica. La corta de liberación final y la segunda corta de aclareo presentaron los valores más altos debido a que tuvieron el mayor número de especies y una proporción de individuos homogénea. Esto se refleja en los valores de equitatividad cercanos a 1 (0.88 y 0.9). La primera corta de aclareo y la segunda de aclareo inicial a pesar de tener el mismo número de especies, el índice de diversidad fue diferente. En el caso de la primera corta de aclareo presentó el valor más bajo de diversidad (0.08) y de equitatividad (0.11) en todo el ciclo silvícola. Esto sugiere que además de tener un bajo número de especies existe dominancia por parte de una de ellas. La segunda corta de aclareo inicial mostró una diversidad más alta (0.45), con respecto a la primera corta de

aclareo, debido a la mayor igualdad en la proporción de la abundancia de individuos por especie (0.65).

Estrato arbustivo. La riqueza específica fue mayor en la corta de liberación final (18 especies) y la primera corta de aclareo (20 especies), comparada con la corta total (13 especies), la segunda corta de aclareo inicial (12 especies) y final (15 especies; Tabla 9). Cabe destacar que la primera corta de aclareo tuvo el doble de especies que la corta de liberación inicial (9 especies). La primera corta de aclareo, la corta de liberación final y la corta total presentaron los valores más altos de diversidad: 2.64, 2.60 y 2.27, respectivamente. En relación a la segunda corta de aclareo inicial y final (1.45 y 1.42). La corta de liberación inicial presentó el valor más bajo de diversidad en el estrato arbustivo (0.92). La equitatividad fue similar en casi todos los tratamientos. La corta total y la corta de liberación final presentaron valores cercanos a uno (0.88), mientras que la corta de liberación tuvo el menor índice de equitatividad (0.42).

Estrato herbáceo: El número de especies fue similar en todos los tratamientos (17 especies), excepto en la corta de liberación inicial (11 especies; Tabla 9). La mayor riqueza específica la presentó la primera corta de aclareo (20 especies), mientras que la menor la corta de liberación inicial (11 especies). La relación entre la abundancia y número de especies fue parecida a lo largo de la cronosecuencia. El mayor valor de diversidad lo tuvo la segunda corta de aclareo inicial (2.76), y el menor la corta de liberación inicial (2.05). Los valores de equitatividad fueron semejantes y cercanos a uno en todos los tratamientos, lo que indican una distribución equilibrada en la abundancia de especies del estrato herbáceo.

Con el fin de conocer el efecto de cada tratamiento sobre la riqueza específica, se realizó un histograma con el número total de especies por tratamiento y estrato (Figura 20). Se encontró que el MDS modificó el número y proporción de especies en

cada estrato y tratamiento. La corta total sólo presentó dos estratos debido a la tala completa del estrato arbóreo. La mayor proporción (60 %) y número de especies (17 especies) se encontró en el estrato herbáceo, mientras que el estrato arbustivo tuvo 13 especies que representó un 40 %. La corta de liberación inicial presentó una relación casi equitativa entre el número de especies del estrato arbustivo (45%) y herbáceo (55%). La corta de liberación final presentó los tres estratos: la menor proporción de especies la tuvo el estrato arbóreo (12%), y el estrato arbustivo tuvo una mayor proporción (48 %) de especies que el estrato herbáceo (43%). La primera corta de aclareo tuvo una proporción similar entre la riqueza específica del estrato herbáceo y arbustivo (48%, cada uno), mientras que el estrato arbóreo solo representó 5% del número total de especies. La segunda corta de aclareo final tuvo la mayor proporción de especies en el estrato herbáceo (55%), seguido del estrato arbustivo (39%) y el estrato arbóreo (6%). La segunda corta de aclareo final presentó la mayor proporción de especies en el estrato arbóreo en todo el ciclo silvícola (18%), seguido del estrato arbustivo (38 %) y el herbáceo (48%).

Tabla 8. Composición y abundancia de especies arbóreas en sitios bajo el MDS.

TRATAMIENTO	ESPECIE	ABUNDANCIA RELATIVA	ÁREA BASAL (m ² ha ⁻¹)
CLF	<i>Pinus patula</i>	62	19.73
	<i>Pinus montezumae</i>	11	0.85
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	11	2.81
	<i>Pinus ayacahuite</i>	10	2.16
	<i>Abies religiosa</i>	6	3.44
1A	<i>Pinus patula</i>	99	45.16
	<i>Abies religiosa</i>	1	1.24
2AI	<i>Pinus patula</i>	83	32.40
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	17	5.79
2AF	<i>Abies religiosa</i>	33	16.57
	<i>Quercus laurina</i>	29	9.90
	<i>Pinus patula</i>	27	21.89
	<i>Quercus rugosa</i>	5	0.81
	<i>Salix</i>	2	0.19
	<i>Alnus arguta</i>	2	0.81
	<i>Lonicera</i>	2	0.16

CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

Tabla 9. Índice de riqueza de especies (S), índice de diversidad de Shannon (H') e índice de equitatividad (E) de los sitios con tratamientos del MDS.

ESTRATO	ÍNDICE	CT	CLI	CLF	1A	2AI	2AF
Arbóreo	<i>S</i>	-	-	5	2	2	7
	<i>H'</i>	-	-	0.71	0.08	0.45	1.46
	<i>E</i>	-	-	0.74	0.11	0.65	0.75
Arbustivo	<i>S</i>	13	9	19	20	12	15
	<i>H'</i>	2.27	0.92	2.60	2.64	1.45	1.42
	<i>E</i>	0.88	0.42	0.88	0.58	0.58	0.53
Herbáceo	<i>S</i>	17	11	18	20	17	17
	<i>H'</i>	2.20	2.05	2.52	2.52	2.76	2.26
	<i>E</i>	0.78	0.85	0.87	0.84	0.97	0.80

CT= Corta total; CLI= Corta de liberación inicial; CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

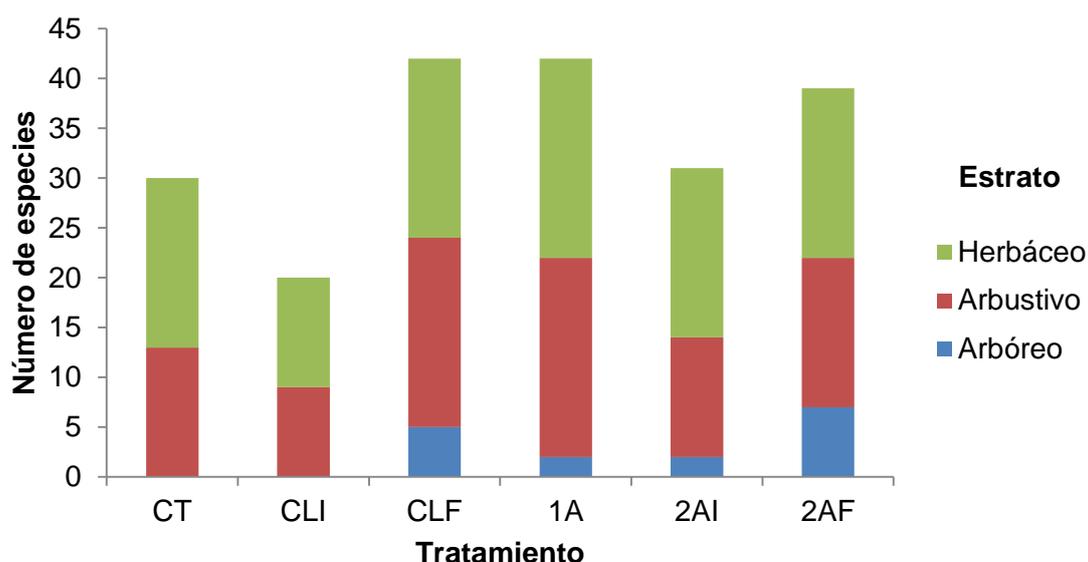


Figura 20. Número de especies por estrato y tratamiento del MDS.

III.1.4. Residuos leñosos gruesos

Los tratamientos del MDS tuvieron un efecto en el volumen, biomasa y el grado de descomposición de los residuos leñosos gruesos (RLG), no así en el diámetro y la longitud promedio (Tabla 10). El volumen total de residuos leñosos gruesos por tratamiento fue similar en la corta total ($1.24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), la corta de liberación inicial ($1.23 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y la segunda corta de aclareo inicial ($1.3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Esto sugiere la intensidad de la corta de todo el estrato arbóreo y únicamente los árboles padres es similar. Los volúmenes más bajos los presentaron la primera corta de aclareo ($0.31 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y la corta de liberación final ($0.42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). El mayor volumen de RLG lo presentó la segunda corta de aclareo final ($1.88 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Cabe señalar que la segunda corta de aclareo final tuvo 5 veces más volumen RLG que la primera corta de aclareo. La biomasa de RLG siguió la misma tendencia que el volumen. En este caso la segunda corta de aclareo final tuvo 3 veces más necromasa que la primera corta de aclareo.

El volumen de residuos leñosos gruesos en cada uno de los tratamientos del MDS no se distribuyó uniformemente entre las diferentes clases de degradación (Figura 21). De hecho, ninguno de los tratamientos tuvo leños de las cinco categorías de desintegración. Considerando el volumen relativo por clase, la distribución de los RLG en el MDS estuvo sesgada a los primeros niveles de desintegración, es decir, a las clases 1 y 2. Esto sugiere una fuerte intensidad de la intervención silvícola o una fuerte competencia entre individuos. Los residuos leñosos de la clase 3 se presentaron en todas las categorías. La corta de liberación inicial y la segunda corta de aclareo inicial y final presentaron RLG de la clase 4 ($< 30\%$), lo que indica una ligera aceleración del procesos de descomposición. Ningún tratamiento presentó RLG de categoría 5.

Tabla 10. Características de residuos leñosos gruesos por tratamiento del MDS.

TRATAMIENTO		CT	CLI	CLF	1A	2AI	2AF
Volumen (m ³ ha ⁻¹)	\bar{x} R1	1,24	1,31	0,19	0,31	1,5	3,32
	\bar{x} R2	1,24	1,15	0,65	0,31	1,1	0,44
	$\bar{x} \pm$ e.e.	1.24 \pm 0.0	1.23 \pm 0.1	0.42 \pm 0.2	0.31 \pm 0	1.3 \pm 0.2	1.88 \pm 1.4
Longitud (m)	\bar{x} R1	0.75	0.9	1.38	1.23	0.78	1.55
	\bar{x} R2	0.75	0.62	1.48	1.23	1.46	1.42
	$\bar{x} \pm$ e.e.	0.75 \pm 0	0.75 \pm 14	1.43 \pm 4.9	1.23 \pm 0	1.12 \pm 34.4	1.48 \pm 6.4
Diámetro (cm)	\bar{x} R1	3.28	4.07	2.50	3.04	3.71	2.75
	\bar{x} R2	3.28	4.36	3.53	3.04	3.28	3.45
	$\bar{x} \pm$ e.e.	3.28 \pm 0	4.21 \pm 0.1	3.01 \pm 0.5	3.04 \pm 0	3.49 \pm 0.2	3.10 \pm 0.3
Biomasa (Mg ha ⁻¹)	R1	0.58	0.62	0.09	0.37	0.71	0.21
	R2	0.58	0.54	0.31	0.37	0.52	1.56
	$\bar{x} \pm$ e.e.	0.58 \pm 0	0.58 \pm 29.5	0.2 \pm 0.15	0.37 \pm 0	0.61 \pm 0.13	0.88 \pm 0.95

CT= Corta total; CLI= Corta de liberación inicial; CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

* R1 =Rodal 1, R2= Rodal 2.

** e.e. =error estándar

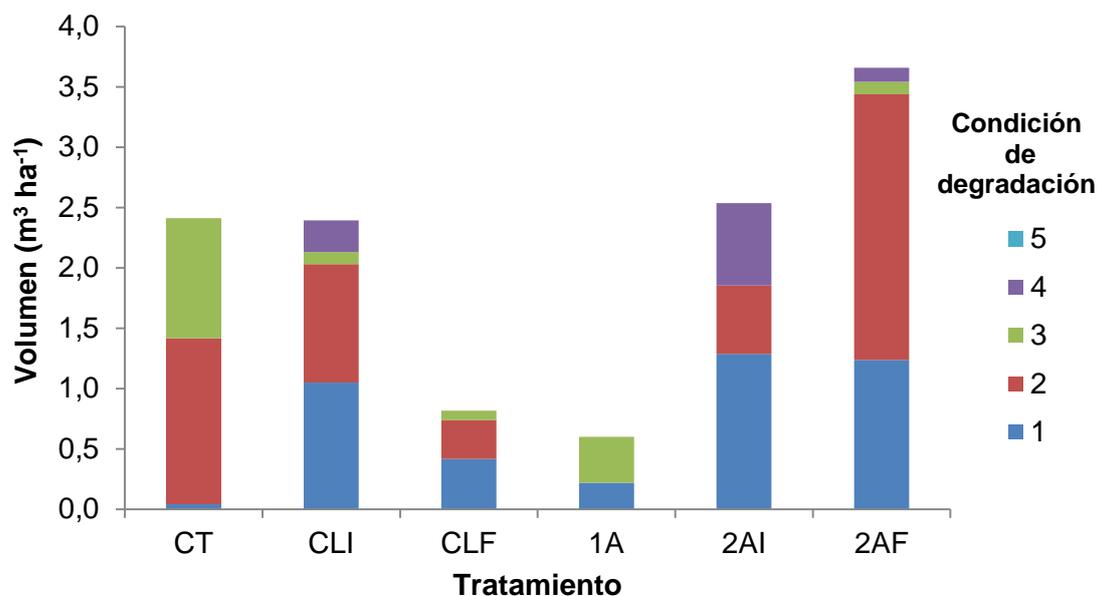


Figura 21. Volumen relativo por condición de residuos leñosos gruesos en los diferentes tratamientos del MDS.

III.1.5. Correlación entre variables

Las medidas dasométricas se correlacionaron de forma positiva y significativa entre ellas, con excepción de la densidad (Tabla 10). La riqueza del estrato arbóreo se correlacionó positivamente con la densidad, lo que sugiere que a mayor número de individuos incrementa el número de especies arbóreas. La riqueza del estrato arbustivo y herbáceo no se correlacionó negativamente con las características estructurales del estrato arbóreo. El volumen de residuos leñosos se correlacionó de forma negativa con todas las variables, pero sólo de forma significativa con la densidad arbórea. Esto sugiere que a pesar de que el número de individuos aumente no significa que crezca la magnitud de necromasa. La cobertura del dosel se relacionó de manera positiva con todas las variables a excepción con los residuos leñosos. Sólo presento correlaciones positivas significativas con el área basal, la altura, el diámetro y la biomasa del estrato arbóreo.

Tabla 11. Correlación entre variables de la estructura vertical del MDS. Se muestran los valores de r. *Relaciones significativas con $p < 0.05$

VARIABLE	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 Densidad	--								
2 Área basal	0,67*	--							
3 Altura	0,42	0,77*	--						
4 Diámetro	0,39	0,78*	0,99*	--					
5 Biomasa arbórea	0,59*	0,98*	0,70*	0,72*	--				
6 Riqueza del estrato arbóreo	0,89*	0,42	0,26	0,22	0,34	--			
7 Riqueza del estrato arbustivo	0,06	-0,11	0,04	0,02	-0,20	-0,03	--		
8 Riqueza del estrato herbáceo	0,15	0,25	0,55	0,49	0,19	0,18	-0,14	--	
9 Volumen de residuos leñosos gruesos	0,01	0,22	-0,13	-0,09	0,39	-0,07	-0,44	-0,17	--

III.1.6. Estructura horizontal

Mezcla de especies

Los tratamientos silvícolas tuvieron un efecto en la abundancia, riqueza y composición de especies, y por lo tanto en la distribución espacial de la mezcla de especies en el rodal. El promedio del índice de mezcla de especies de cada tratamiento se completó con la frecuencia de valores por grupo estructural (GE) debido a que proporciona una visión más detallada de la composición espacial del rodal (Graz 2004; Figura 20). Asimismo, se obtuvo la distribución de frecuencias relativas de GE en relación a los árboles de referencia para analizar las combinaciones con sus vecinos (Tabla 12).

La corta de liberación inicial (CLI) presentó un índice de mezcla promedio de 0.03. La distribución porcentual de los GE (Figura 20) indica que el 87 % de los árboles no se combinan con otras especies, mientras que el 13 % de los GE solo tiene un individuo de otra especie. La frecuencia relativa de los vecinos reforzó la idea de la agrupación de especies, ya que *Pinus patula* (*P. patula*), la especie más abundante se relacionó en su mayoría con sus congéneres (Tabla 12). La corta de liberación final (CLF) tuvo un grado de índice de mezcla de 0.43, lo que sugiere una tendencia a la entremezcla moderada de especies. La distribución relativa de los GE mostró que en el 44 % de los GE la mitad de los individuos fueron distintos al árbol de referencia, mientras que un 40 % se componían de menos de una especie diferente. Sólo, el 16 % tuvo más de tres vecinos diferentes que el árbol de referencia. La frecuencia relativa de los árboles de referencia y sus vecinos más cercanos mostró que *P. patula*, *P. pseudostrobus* y *Abies religiosa* tienen una tendencia a agruparse con árboles de su misma especie. La primera corta de aclareo no presentó mezcla de especies debido a la dominancia de una especie: *P. patula*. La segunda corta de aclareo inicial (2AI) presentó un índice de mezcla de 0.27, lo que indica un sesgo hacia una mezcla

moderada de especies. La frecuencia de los GE muestra que el 38 % de los grupos estaban integrados por árboles de la misma especie, mientras que un 52% estaban compuestos de dos o tres especies diferentes al árbol de referencia. En la tabla 12 se observa que tanto *P. patula* como *P. Pseudostrobus* tienden a agruparse con individuos de su misma especie. La segunda corta de aclareo final presentó el índice de mezcla promedio más alto, 0.61, lo que indica una alta mezcla de especies. Si bien la mayoría de los GE (48%) se componen de dos o menos especies diferentes a los árboles de referencia, el 43% de los grupos están integrados por cuatro especies diferentes.

La distribución en todos los tratamientos tuvo un sesgo hacia valores igual o menores a 0.5 (Figura 22). Esto significa que dos o más vecinos pertenecen a la misma especie que el árbol de referencia. Asimismo, se pudo observar la presencia de grupos con un índice mayor a 0.75 conforme avanza el ciclo, pero su frecuencia es baja. La abundancia influyó en la conformación de GE, donde los árboles de referencia fueron principalmente coníferos, mientras que los vecinos latifoliados.

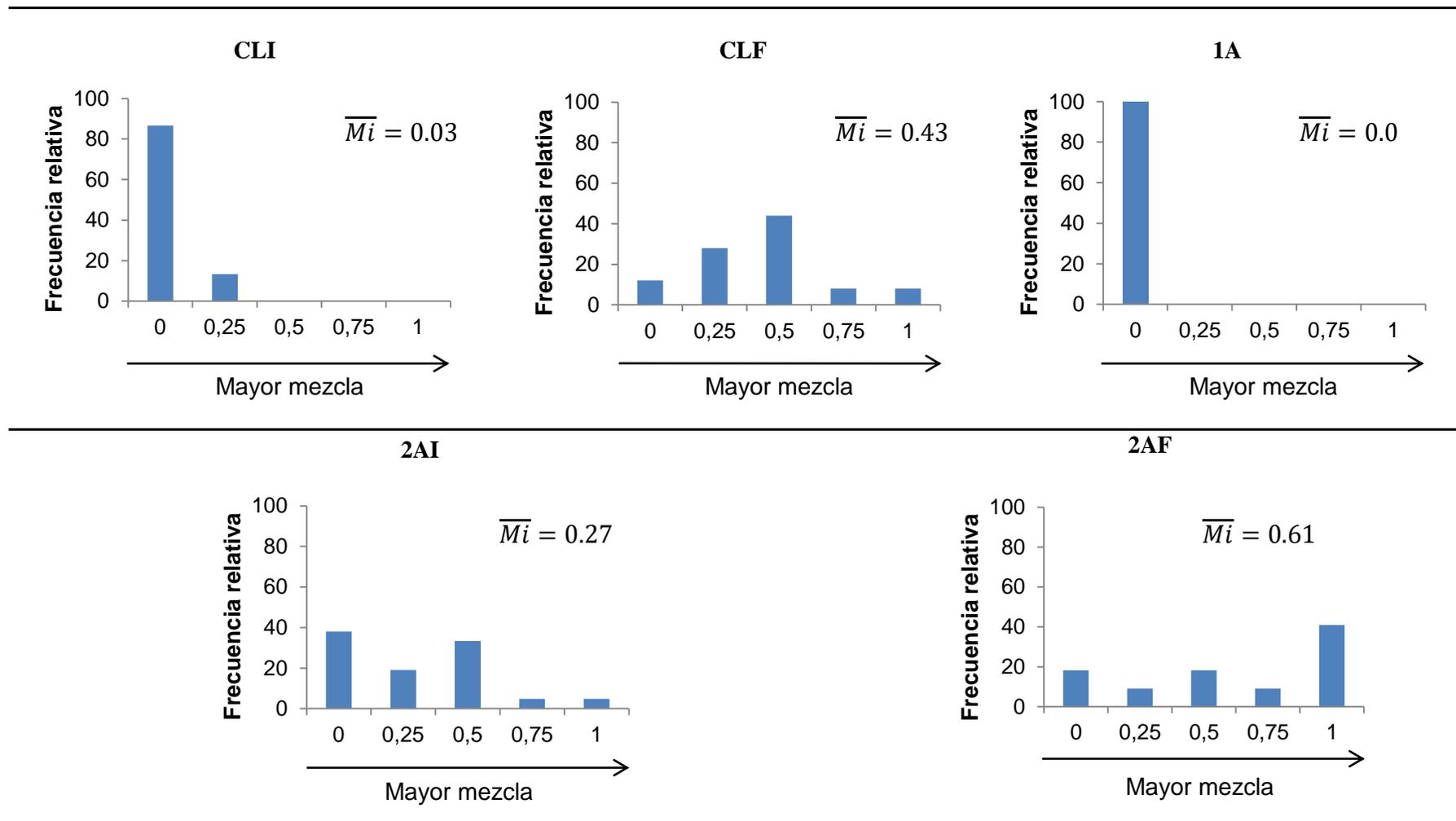


Figura 22. Frecuencia Distribución de la mezcla de especies por grupo estructural (GE). CLI= Corta de liberación inicial; CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

Tabla 12. Frecuencia relativa de vecinos por árbol de referencia de cada tratamiento del MDS

TRATAMIENTO	REFERENCIA	VECINOS							
		<i>P. patula</i>	<i>P. pseudostrobus</i>	<i>Prunus cerotina</i>	<i>Quercus</i>	<i>P. montezumae</i>	<i>Salix</i>	<i>Abies religiosa</i>	<i>Alnus</i>
CLI	<i>Pinus</i>	96			2			2	
	<i>P. patula</i>	65	11	5	6	2	5	6	
CLF	<i>P. pseudostrobus</i>	50	25	25					
	<i>Abies religiosa</i>	74		13	13				
	<i>Quercus</i>		75		25				
1A	<i>P. patula</i>	100							
2AI	<i>Patula</i>	81	6		13				
	<i>P. pseudostrobus</i>	67			33				
2AF	<i>P. patula</i>	25		6	31			38	
	<i>Abies religiosa</i>	6		25	25			44	
	<i>Quercus</i>	19						81	
	<i>Alnus</i>				75				25

Uniformidad

Las prácticas silvícolas del Método de Desarrollo Silvícola han creado y mantenido la regularidad de la posición de los árboles en todos los tratamientos. La corta de liberación inicial, la corta de liberación final y la segunda corta de aclareo inicial tuvieron índices de uniformidad similares (0.12, 0.15 y 0.12), que indicaron una distribución regular en el rodal. Sin embargo, al observar la distribución de los valores de uniformidad por GE se observó una variabilidad en la estructura de cada sitio. La corta de liberación inicial mostró una marcada tendencia a la regularidad debido a que los GE tuvieron valores menores a 0.25. Esto se debe a que la reforestación del rodal es dirigida y ordenada, es decir, existe una densidad y separación establecida de los “nuevos” árboles (Figura 23). La corta de liberación final mostró una ligera tendencia a la aleatoriedad, ya que el 12 % de sus GE tuvieron valores de 0.5. Esto sugiere la presencia de individuos que no están dentro del orden de distribución establecido por la plantación, por ejemplo, la regeneración natural. La distribución en la segunda de aclareo inicial mostró un sesgo hacia la uniformidad en la distribución, lo que indica que la corta de aclareo regula la distribución del espacio de entre los individuos. La primera corta de aclareo y la segunda corta final presentaron un valor de 0.26 que indica una distribución regular del estrato arbóreo. Sin embargo, al observar la distribución porcentual del valor de los GE se observa que la primera corta de aclareo tiene una tendencia a formar grupos, proporcional al grado de mezcla que presentó. La segunda corta de aclareo final presentó una distribución hacia a la aleatoriedad, lo que indica una irregularidad en el arreglo de la vegetación arbórea.

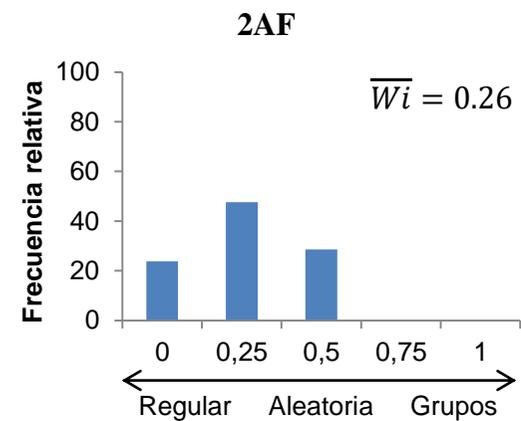
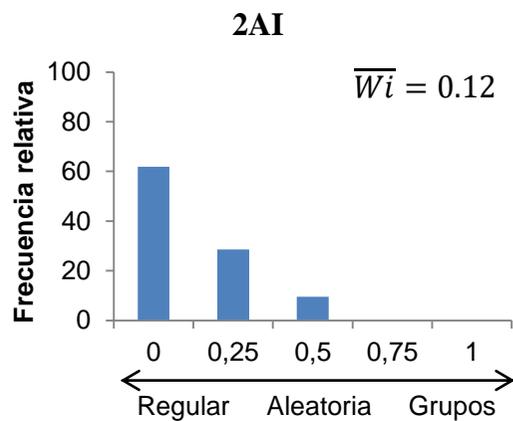
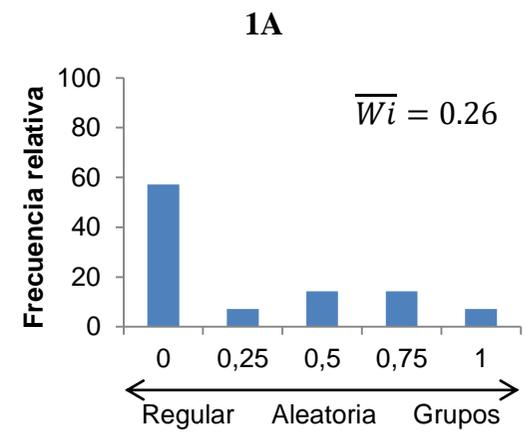
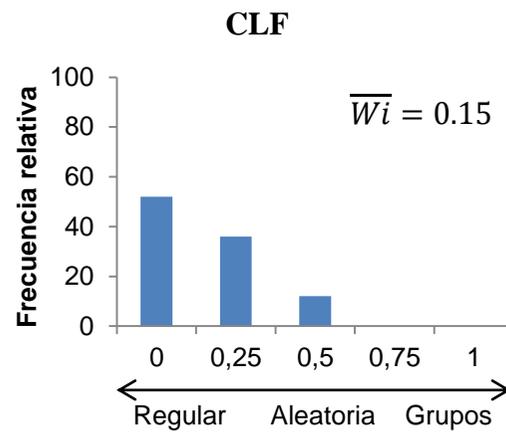
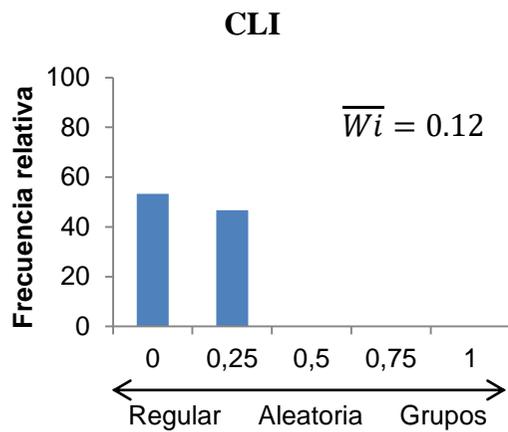


Figura 23. Frecuencia de distribución espacial. CLI= Corta de liberación inicial; CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

Diferenciación dimensional en diámetro

La diferencia de la talla diamétrica disminuyó a lo largo del ciclo silvícola, lo que denota una tendencia a la homogeneidad en el tamaño de los árboles (Figura 24). La corta de liberación inicial, la corta de liberación final y la segunda corta de aclareo final presentaron los índices promedio de diferenciación diamétrica más altos (0.51, 0.44, 0.51). Los valores indican que existe una diferencia del 51 % y 44 %, entre el tamaño del diámetro del árbol de referencia y sus vecinos más cercanos. Esto se puede observar en la distribución relativa por cada GE donde los tratamientos muestran la mayor frecuencia en la clase de 0.4 a 06, y un sesgo hacia las primeras clases de diferenciación diamétrica. Sin embargo, cabe destacar la presencia de GE en todas las categorías, lo que sugiere una tendencia a la irregularidad en la vegetación. La primera y segunda corta de aclareo inicial presentaron los valores promedio más bajos de todos los tratamientos (0.26 y 0.27), sugiriendo una diferenciación baja en el tamaño de los diámetros de los vecinos con respecto al árbol de referencia, menos del 20 %. La distribución porcentual, en ambos tratamientos, presentó un sesgo a valores menores a 0.4, donde la mayoría de los GE estaban conformados por individuos cuya diferencia diamétrica puede ser entre el 20% a 40 %, lo que sugiere una uniformidad en la talla de los diámetros, y por tanto en los rodales. Esto sugiere una redistribución del tamaño de los árboles por las cortas de aclareo para favorecer a las especies comerciales.

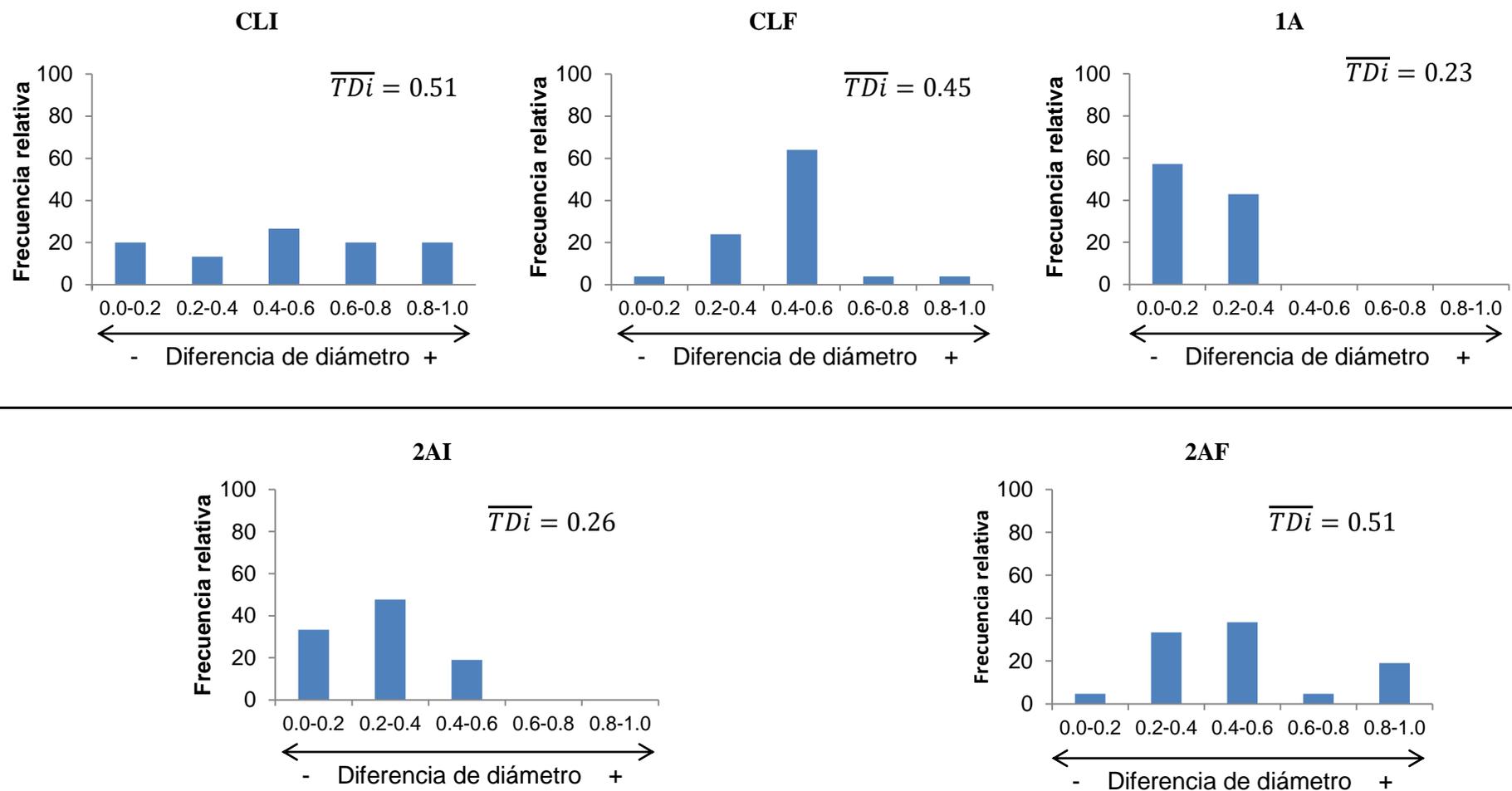


Figura 24. Frecuencia de diferenciación de diámetros por GE. CLI= Corta de liberación inicial; CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

Diferenciación dimensional en altura

El MDS tuvo un efecto en la diversidad de la distribución espacial de la altura de los árboles. La corta de liberación inicial, la corta de liberación final y la segunda corta de aclareo final presentaron un diferenciación de alturas media (0.45, 0.42, 0.42, respectivamente), es decir, que la diferencia de alturas del árbol de referencia con respecto a sus vecinos más cercanos es de aproximadamente el 40% en promedio. La distribución de porcentual muestra una cierta diversidad de diámetros, ya que hay GE en todas las clases. Sin embargo, se observa que existe un sesgo hacia clases menores a 0.6, sugiriendo que el grado de diferencia entre los árboles es menor del 60 % (Figura 25). En el caso de la corta de liberación inicial la corta de árboles padres no afecta la distribución de la nueva masa forestal que sigue su crecimiento.

Por su parte, la primera corta de aclareo y la segunda corta de aclareo inicial presentaron los índices promedio más bajos (0.11 y 0.18), lo que indica que la altura del árbol de referencia y sus vecinos son similares. En este caso, la regularidad de alturas se aprecia en la distribución porcentual de los GE que se encuentra sesgada a valores a la clase de 0.0-0.2, donde la diferencia entre el tamaño de los individuos es menor al 20%. Esto indica que las cortas de aclareo favorecen a las clases dominantes y codominantes de árboles, es decir, los individuos de mayor altura.

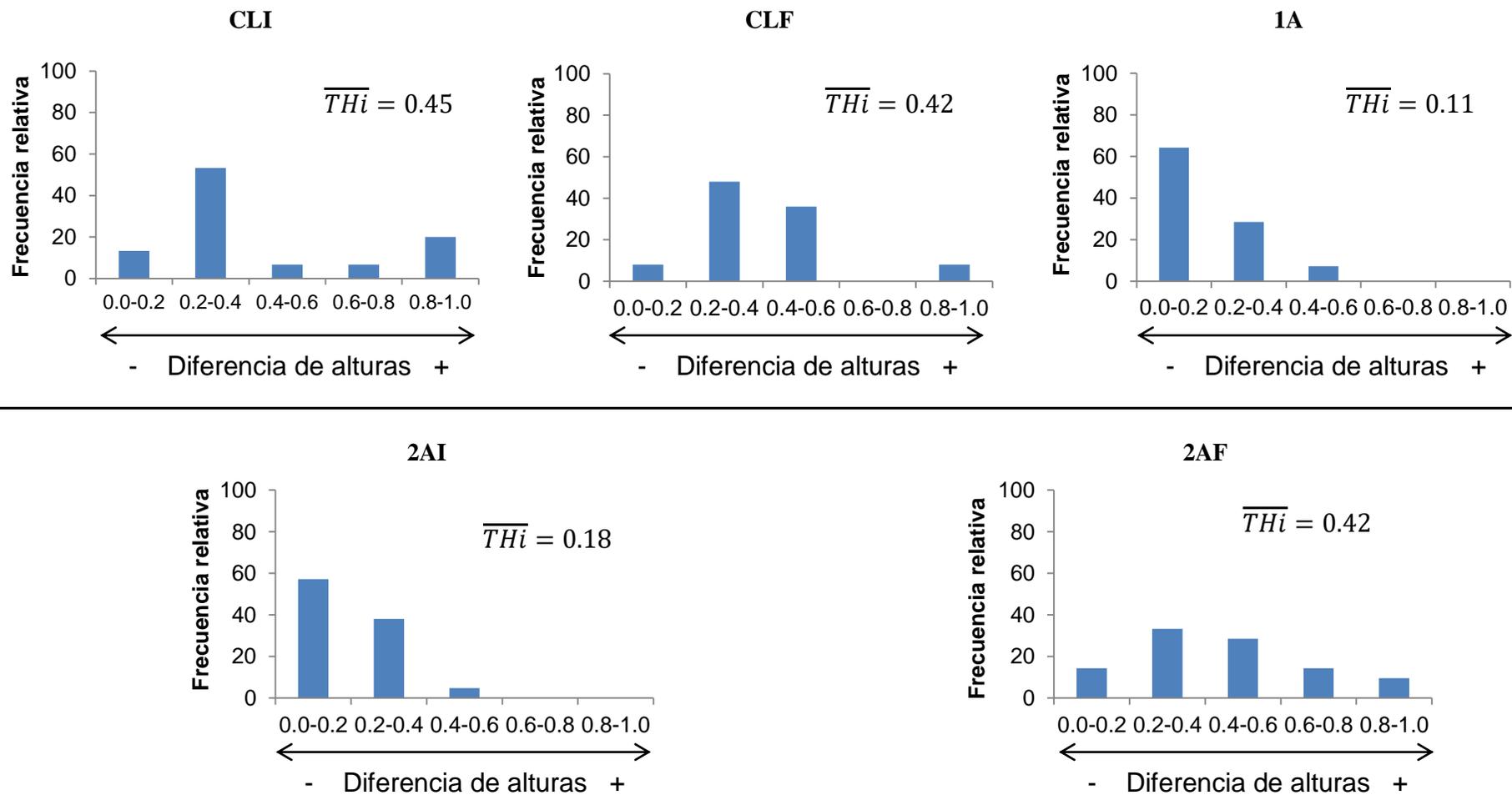


Figura 25. Frecuencia de diferenciación de alturas por GE. CLI= Corta de liberación inicial; CLF= Corta de liberación final; 1A= Primer corta de aclareo; 2AI= Segunda corta de aclareo inicial; 2AF=Segunda corta de aclareo final.

III.2. Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares

III.2.1. **Medidas dasométricas y estructura vertical**

Las cortas selectivas del MMOBI tuvieron efectos diversos en las características dasométricas de la masa forestal. La densidad de individuos tuvo un aumento progresivo después de la corta, excepto a los ocho años donde mostró un descenso. Los rodales con cuatro y seis años posteriores a la corta selectiva presentaron los valores más altos de densidad arbórea (1038 individuos ha^{-1} y 1413 individuos ha^{-1}) en comparación con los rodales con dos y ocho años de abandono (763 individuos ha^{-1} y 500 individuos ha^{-1} , respectivamente). Cabe mencionar que la densidad de individuos de los sitios con 6 años de recuperación fue 1.8 veces superior que los rodales con dos años de haberse realizado la cosecha (Tabla 13). Asimismo, los sitios con un abandono de ocho años presentaron una densidad 2.8 menor que los rodales con seis años.

El área basal promedio se mantuvo a lo largo del tiempo de abandono. Esto se observó en los rodales con dos ($24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), seis ($20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y ocho años ($19 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) que presentaron valores similares de este atributo. Los sitios con un tiempo de recuperación de 4 años presentaron el valor promedio más alto de área basal ($44 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Cabe señalar que los rodales con 4 años de abandono tuvieron 2.3 veces más área basal que los sitios con el doble del tiempo de recuperación (8 años; Tabla 13).

La altura promedio fue diferente en los distintos de tiempos de recuperación. En este caso los sitios con dos y cuatro años posterior a la corta selectiva presentaron los valores más altos de altura promedio (14.96 m y 19.01, respectivamente), mientras los rodales con seis y ochos años de recuperación tuvieron valores promedio más bajos (8.9 m y 13.72 m, cada uno). Contrario a la altura promedio, el diámetro promedio fue constante en casi todos los periodos de recuperación. Los sitios con dos, cuatro y ocho

años tuvieron un diámetro promedio similar (20.84 cm, 22.52 cm, 20.91 cm; Tabla 13). Los rodales con seis años de abandono presentaron la menor magnitud de este atributo con 13.4 cm.

La biomasa arbórea no aumento conforme al tiempo de recuperación. Los sitios con cuatro años o menos de abandono presentaron los valores más altos de biomasa arbórea (160 Mg ha⁻¹ y 236 Mg ha⁻¹, respectivamente), mientras que los rodales con seis a los ochos años de recuperación fue menor (130 Mg ha⁻¹ y 72 Mg ha⁻¹; Tabla 13).

Tabla 13. Características dasométricas de diversas intervenciones del MMOBI

MÉTODO MEXICANO DE ORDENACIÓN DE BOSQUES IRREGULARES						
Tratamiento		2 años	4 años	6 años	8 años	
Densidad (Individuos ha ⁻¹)	R	R1*	1150	0	0	350
		R2*	0	0	1600	150
		$\bar{x} \pm e.e.**$	575±575	0±0	800±800	250±100
	A	R1*	150	550	425	350
		R2*	225	1525	800	150
		$\bar{x} \pm e.e.**$	188±38	1038±488	613±188	250±100
Área basal (m ² ha ⁻¹)		R1	29,66	36,80	10,44	13,14
		R2	17,36	50,69	28,79	24,80
		$\bar{x} \pm e.e.$	24±6.2	44±6.9	20±9.2	19±5.8
Altura (m)		\bar{x} R1	8.42	18.82	10.76	6.14
		\bar{x} R2	21.5	19.20	7.03	21.29
		$\bar{x} \pm e.e.$	14.96±6.54	19.01±0.19	8.9±1.87	13.72±7.58
Diámetro normal (cm)		\bar{x} R1	12.81	26.86	15.97	11.67
		\bar{x} R2	29	18.17	10.83	30
		$\bar{x} \pm e.e.$	20.91±8.10	22.52±4.35	13.4±2.57	20.84±9.17
Biomasa (Mg ha ⁻¹)		R1	214,09	214,58	43,46	86,28
		R2	105,15	257,50	99,78	173,85
		$\bar{x} \pm e.e.$	160±54.5	236±21.5	72±28.2	130±43.8

* R1=Rodal 1, R2= Rodal 2

** e.e. = error estándar

R= Regeneración; A= Adultos

III.2.2. Estructura diamétrica y de alturas

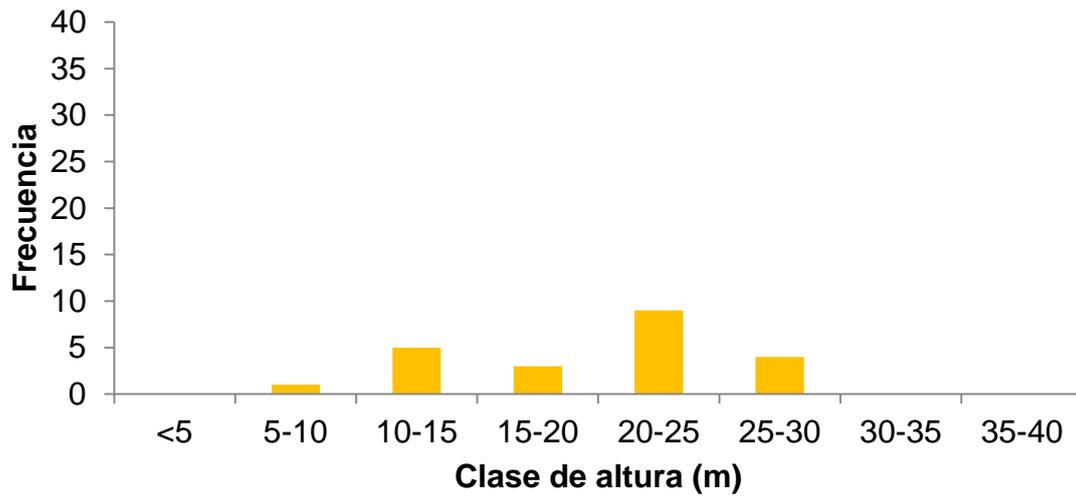
Las intervenciones del MMOBI mantuvieron la estructura irregular de la vegetación en altura y en diámetro a través del tiempo. La distribución de clases de altura a los dos años de la intervención fue heterogénea: el primer rodal tuvo una distribución sesgada a las clases medias (15 a 30 m; Figura 26a), mientras que el segundo rodal mostró un sesgo hacia la primeras clases (<5 m) indicando la presencia de regeneración (Figura 26b); y la ausencia de árboles “viejos” debido a su reciente cosecha. Los sitios con cuatro años de abandono presentaron la mayor frecuencia de individuos entre las clases de 15-30 m. Ambos rodales no presentaron árboles < 5 m, lo que indica un efecto negativo sobre la regeneración (Figura 27a y 27b). La distribución de alturas de los sitios con seis años de abandono tuvo la mayor frecuencia de individuos en las clases < 15 m sugiriendo la presencia de regeneración y arbolado joven (Figura 28a y 28b). Sin embargo, la ausencia de las categorías >15 m sugiere un efecto negativo de las cortas selectivas en los árboles maduros. La distribución de alturas de los rodales con ocho años de recuperación mostraron un sesgo hacia las clases < 10 m, lo que indica presencia de regeneración y árboles jóvenes (Figura 29a). Asimismo, se observó la presencia de individuos con una altura entre los 30-40 m, lo que sugiere una recuperación de los estratos más altos (Figura 29a y 29b).

DOS AÑOS DE RECUPERACIÓN

Altura

a)

■ *Abies religiosa*



b)

■ *Abies religiosa* ■ *Cupressus lindeleyi*

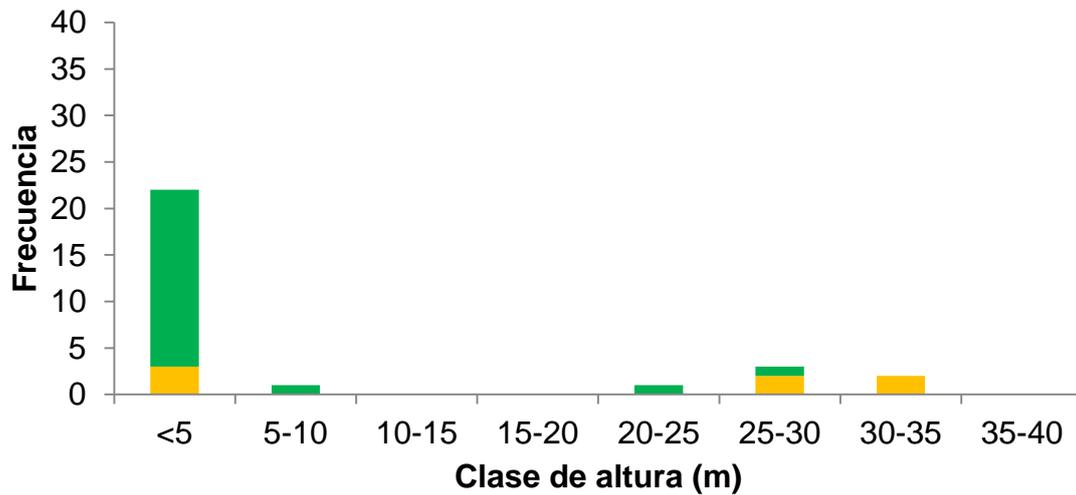


Figura 26. Estructura de alturas de sitios a cuatro años de ser intervenidos.

CUATRO AÑOS DE RECUPERACIÓN

Altura

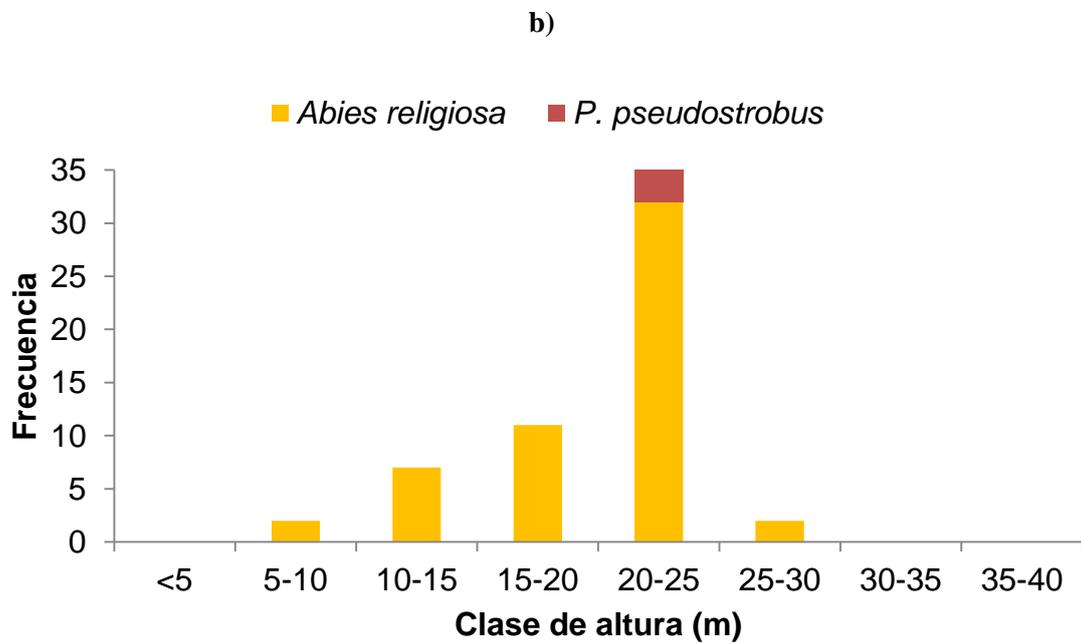
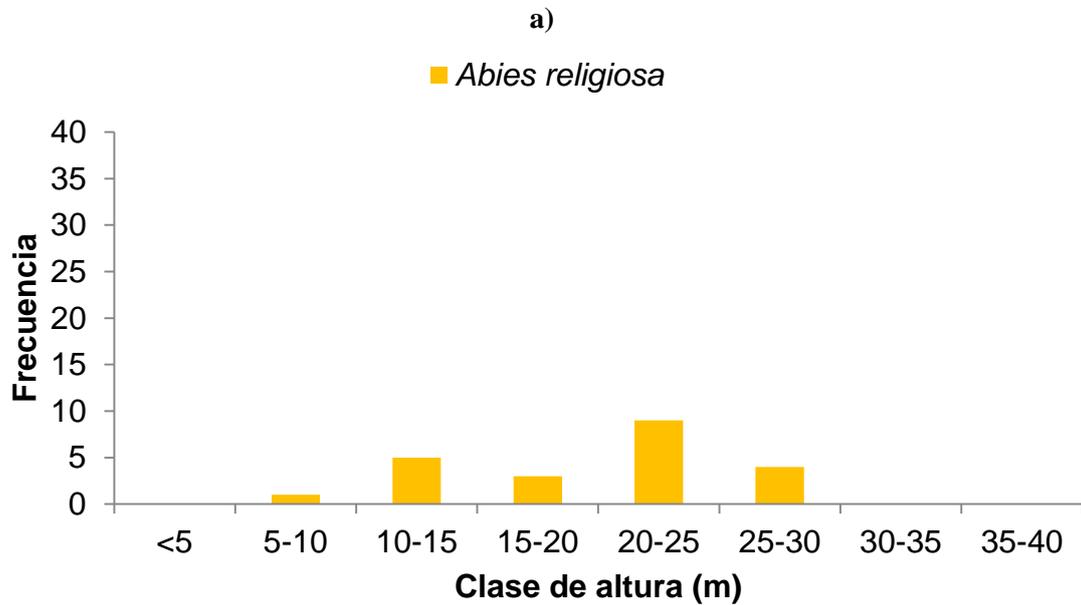


Figura 27. Estructura de alturas de sitios a cuatro años de ser intervenidos.

SEIS AÑOS DE RECUPERACIÓN

Altura

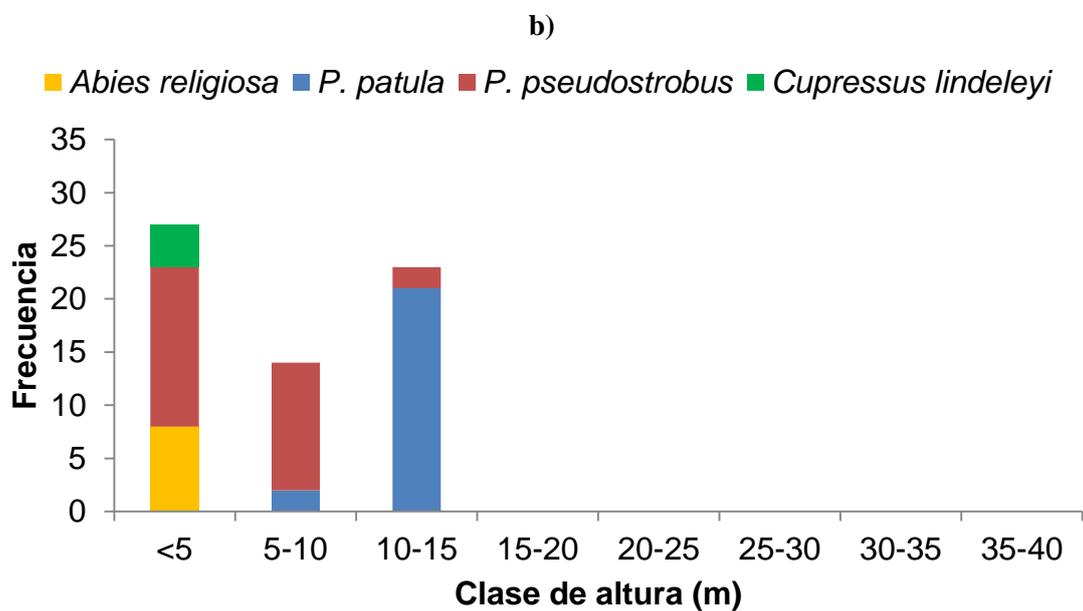
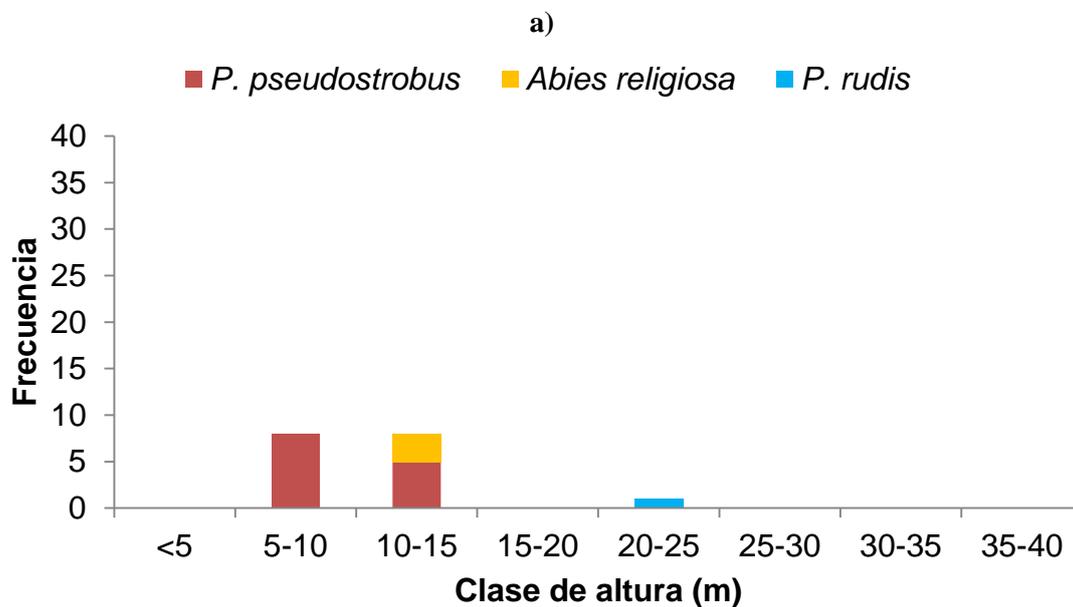


Figura 28. Estructura de alturas de sitios a seis años de ser intervenidos.

OCHO AÑOS DE RECUPERACIÓN

Altura

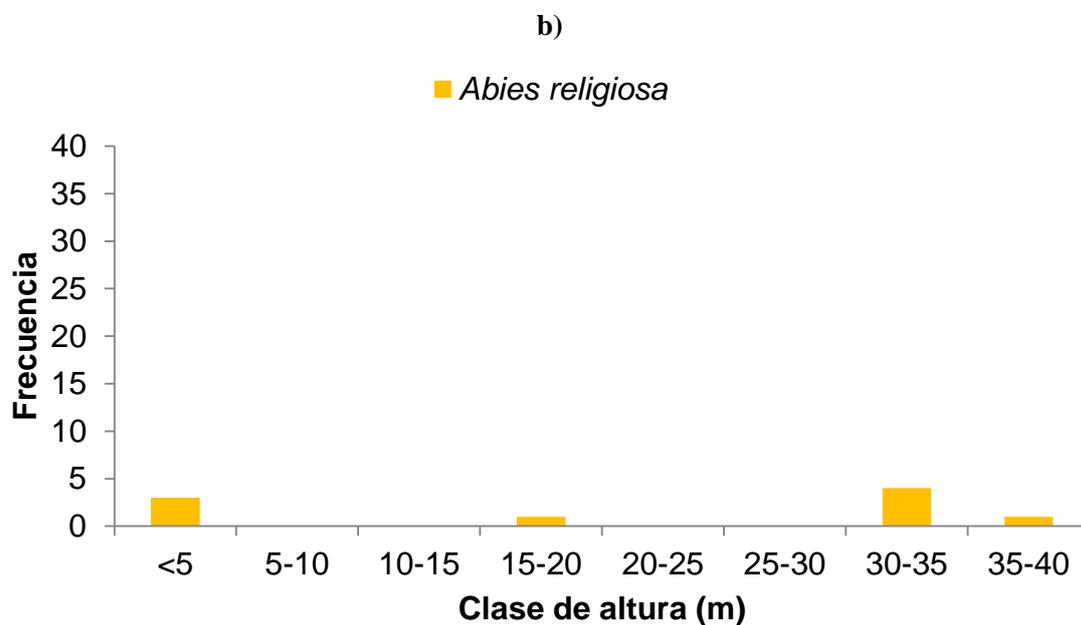
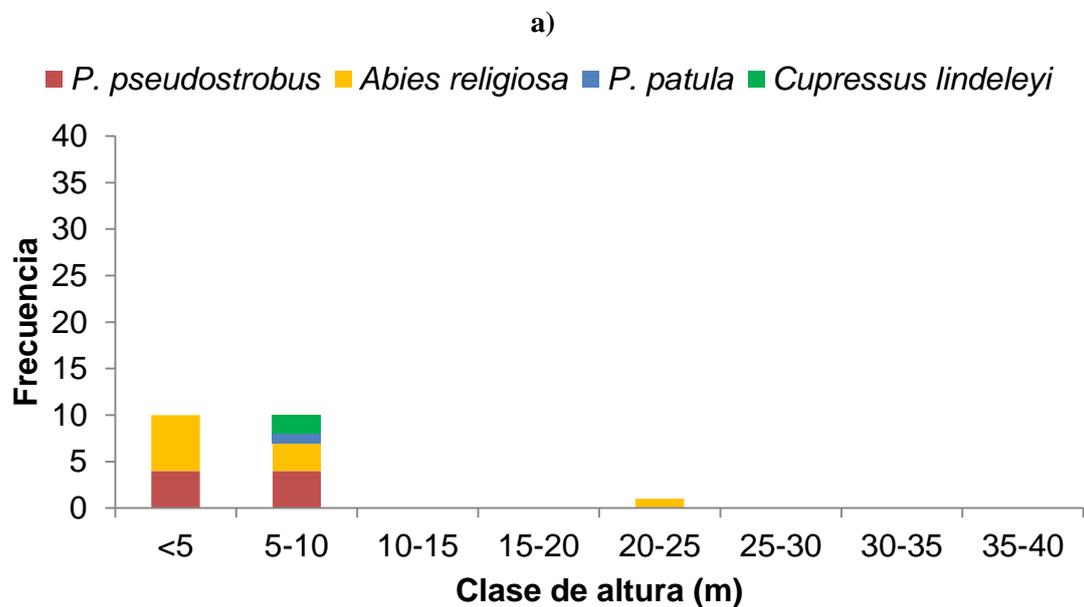


Figura 29. Estructura de alturas de sitios de ocho años de ser intervenidos.

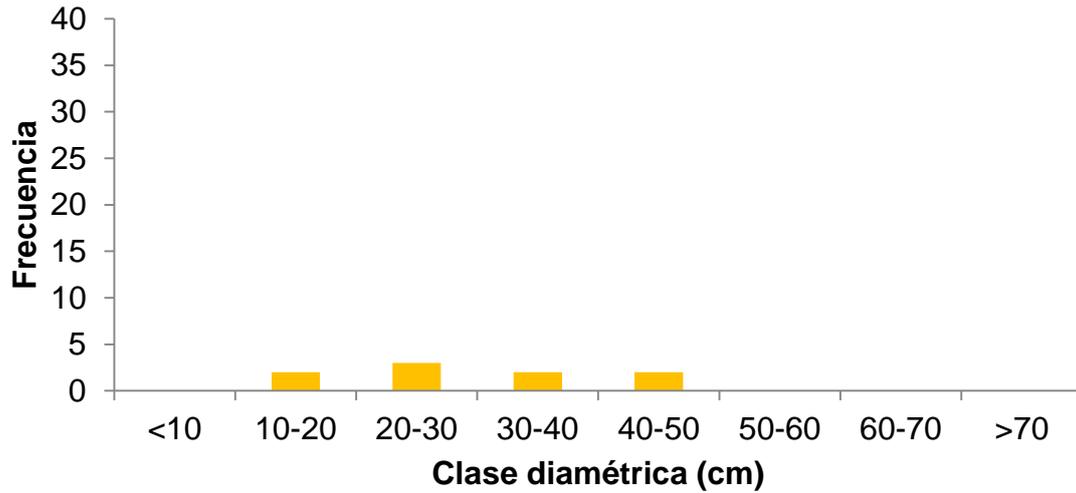
En cuanto a la distribución diamétrica se observó que si bien las cortas selectivas conservan la irregularidad de la vegetación al mantener una diversidad de tamaño de los individuos, no es proporcional para todas las especies. El primer rodal después de dos años de la intervención tuvo una tendencia hacia las clases < 10 cm sugiriendo regeneración, contrario al segundo donde la distribución diamétrica se concentró en las clases de 10-50 cm (Figura 30b). Los rodales con cuatro años de ser intervenidos presentaron individuos con un diámetro de casi 60 cm. A pesar de ello, la mayor frecuencia la tuvieron las clases menores a 30 cm, principalmente de *Abies religiosa*, y sólo se observaron pocos individuos entre los 30-50 cm (Figura 31a y 31b). Seis años después de la intervención los sitios presentaron la mayor frecuencia de individuos en las clases < 30 cm (Figura 32a y 32b). La estructura diamétrica posterior a ocho años de la corta selectiva mostró una distribución sesgada hacia las clases < 20 cm indicando repoblación (Figura 33a y 33b). Asimismo, se observó la presencia de árboles maduros con diámetros entre 50-70 cm de *Abies religiosa*.

DOS AÑOS DE RECUPERACIÓN

Diámetro

a)

■ *Abies religiosa*



b)

■ *Abies religiosa* ■ *Cupressus lindely*

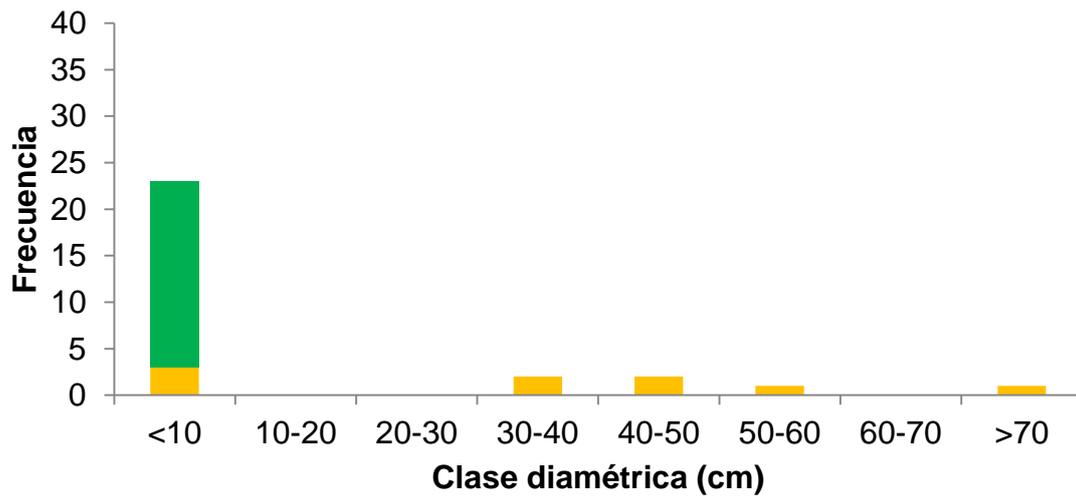
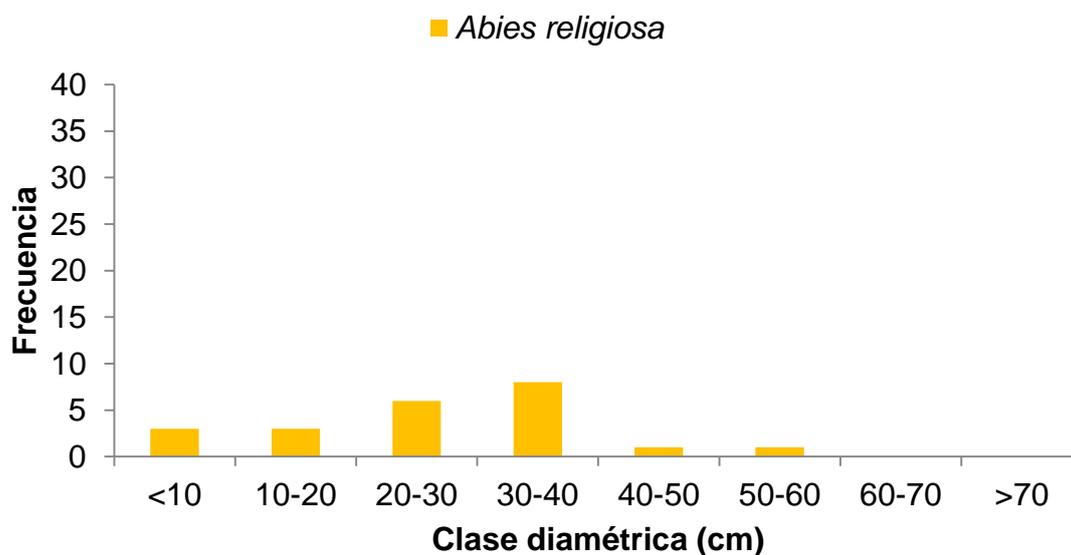


Figura 30. Estructura diamétrica de sitios a dos años de ser intervenidos.

CUATRO AÑOS DE RECUPERACIÓN

Diámetro

a)



b)

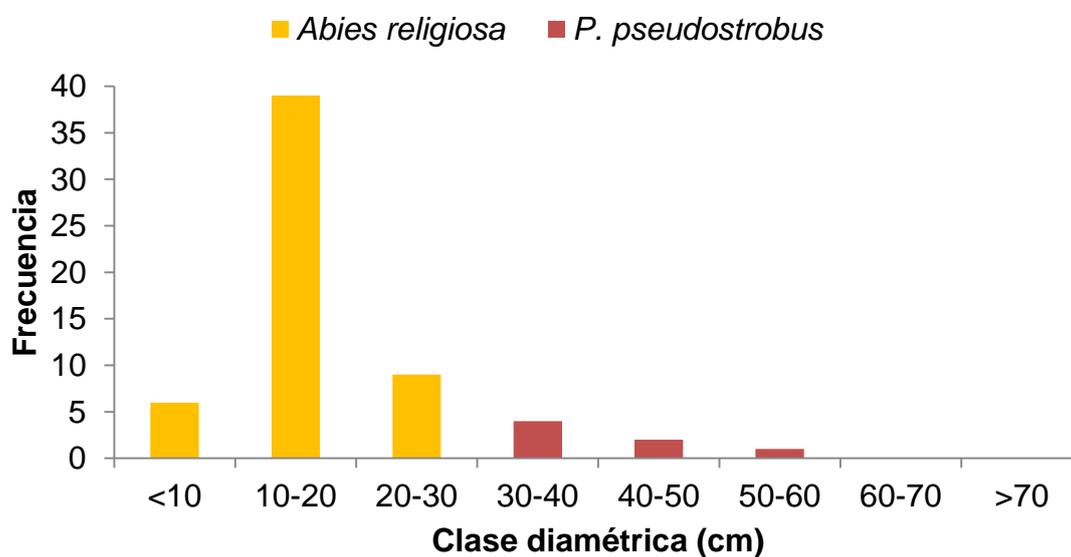


Figura 31. Estructura diamétrica de sitios a cuatro años de ser intervenidos.

SEIS AÑOS DE RECUPERACIÓN

Diámetro

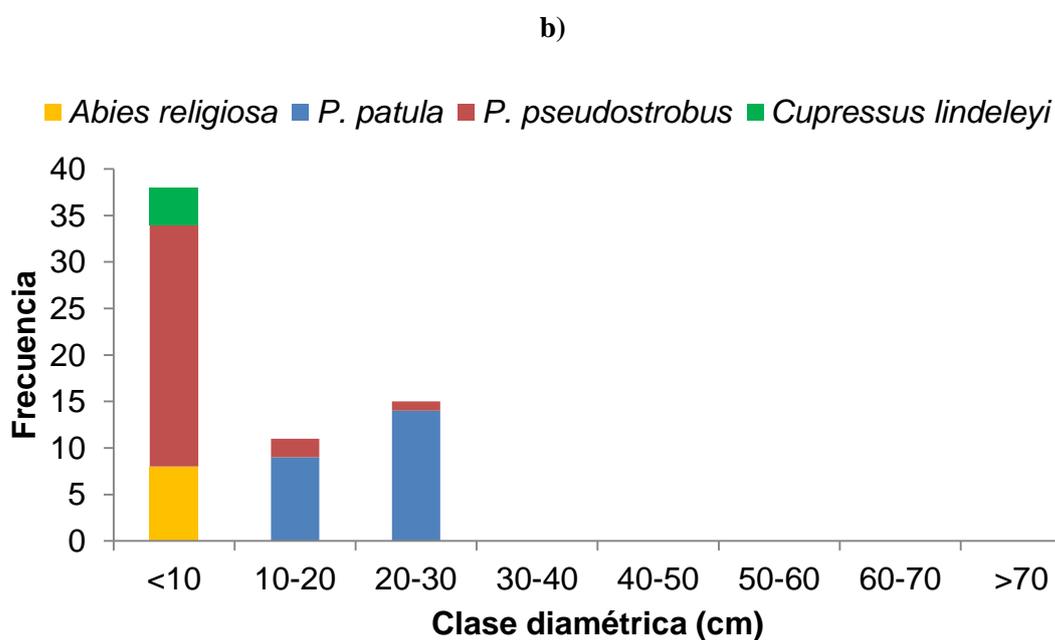
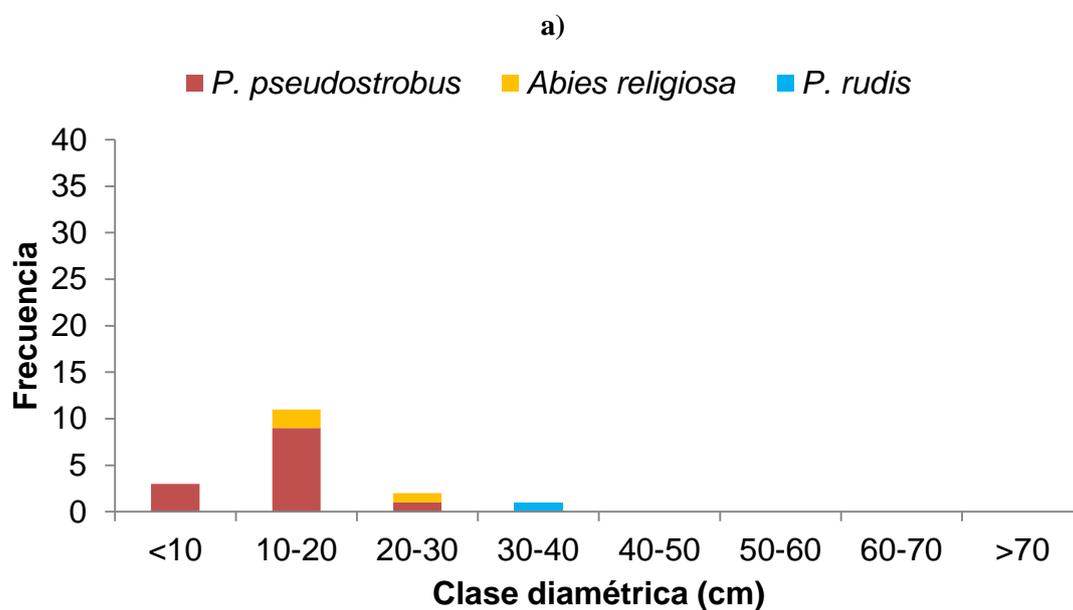


Figura 32. Estructura diamétrica de sitios a seis años de ser intervenidos.

OCHO AÑOS DE RECUPERACIÓN

Diámetro

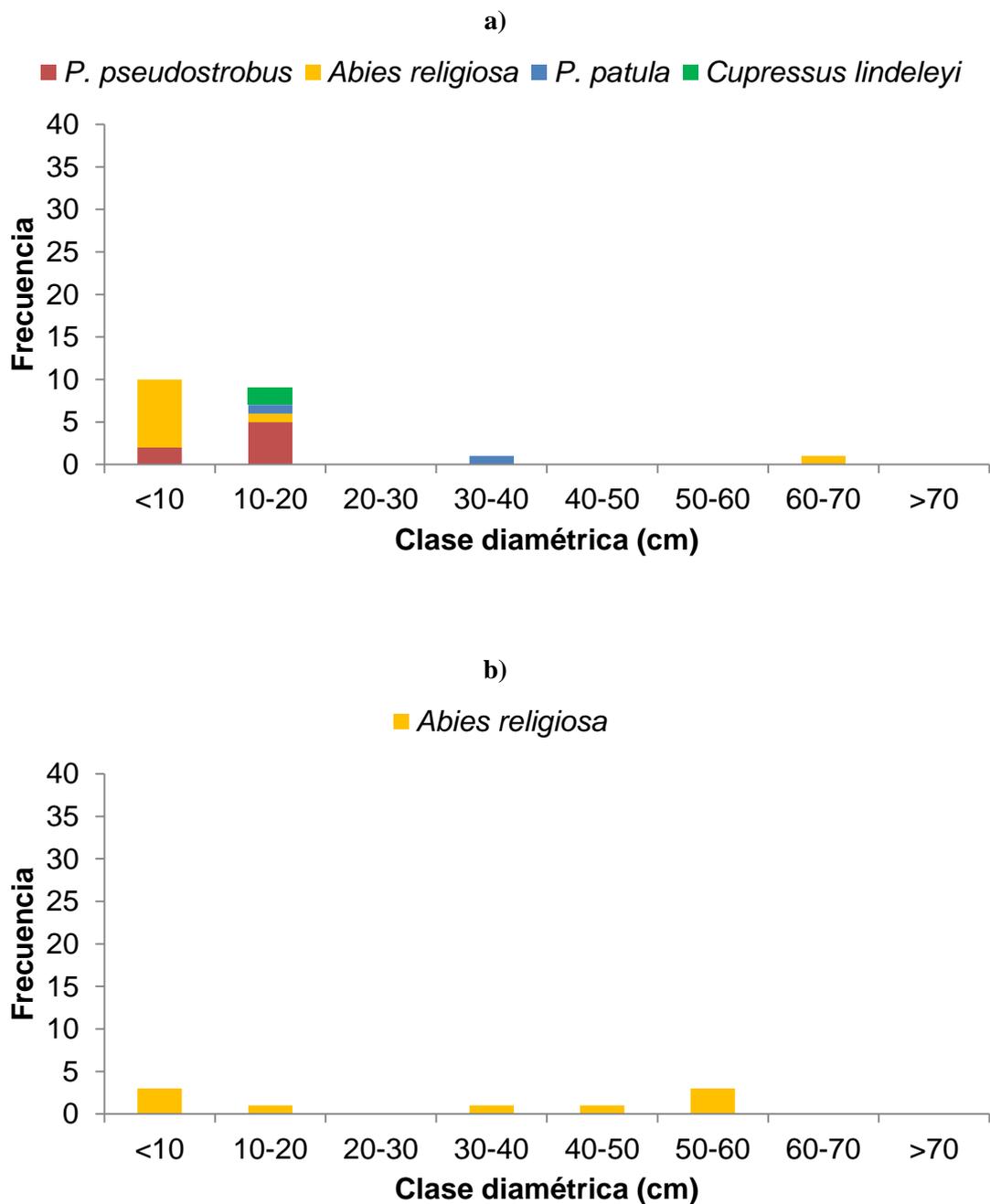


Figura 33. Estructura diamétrica de sitios de ocho años de ser intervenidos.

III.2.3. Diversidad

Abundancia y composición de especies del estrato arbóreo. La composición de especies fue similar en todos los sitios, no así la abundancia y dominancia de especies (Tabla 14). La composición de especies se redujo a coníferas, principalmente del género *Pinus*. Asimismo, la mayor abundancia relativa la tuvieron *Abies religiosa*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus patula*. Sin embargo, al observar el área basal la especie dominante fue *Abies religiosa*.

Estrato arbóreo. El índice de riqueza de especies mostró un aumento hasta los 6 años después de la intervención. Los rodales con 6 y 8 años de abandono (4 y 5 especies, respectivamente) presentaron el doble de especies que los sitios con 2 y 4 años de recuperación (2 especies; Tabla 15). La diversidad siguió la misma tendencia que el número de especies, no así la equitatividad. Los rodales con dos años después de la intervención presentaron el índice más alto (1) lo que indica igualdad en la abundancia de individuos entre las especies, caso contrario en los rodales con cuatro años de recuperación que tuvieron el índice de equitatividad más bajo (0.42).

Estrato arbustivo. El número de especies arbustivas fue similar en todos los tratamientos, lo que sugiere que la apertura de claros por las cortas de selección no afectó el estrato arbustivo a través del tiempo de abandono (Tabla 15). El índice de diversidad siguió la misma tendencia que la riqueza específica. El índice de equitatividad fue cercano a uno en todos los sitios, lo que sugiere que la dominancia de ciertas especies es baja, y por tanto se conserva una similitud en la abundancia de individuos de las especies de arbustos.

Estrato herbáceo. El número de especies y el índice de diversidad fue mayor después de los seis años de la intervención (13 y 15 especies) comparado con los sitios con cuatro o menos años de recuperación (9 y 11 especies). La equidad en la abundancia

de especies fue uniforme a lo largo del tiempo de recuperación, y oscilo entre 0.73 y 0.78, lo que sugiere una alta igualdad en proporción entre especies (Tabla 15).

Se graficó el número de especies por estrato y tratamiento del MMOBI (Figura 32). Se encontró que conforme avanza el tiempo de recuperación la proporción de estrato arbóreo y arbustivo aumenta, y la del estrato herbáceo se mantiene. Dos años después de la corta selectiva el número de especies fue de 19. De ellas, el 47% estaban en el estrato herbáceo, 42% en el estrato arbustivo 42%, y un 11 % en el estrato arbóreo (2 especies). Los sitios con cuatro de recuperación tuvieron el mismo número de especies que a los dos años de abandono. Sin embargo, la proporción de arbustos y herbáceas fue de 20 % y 60 %. Por su parte, el estrato arbóreo presentó una proporción en la riqueza de especies total del 20 %. A los seis años de abandono el número total de especies fue de 24. De ellas, el 54 % eran herbáceas, el 30 % arbustos y solo el 17 % árboles. Finalmente, los rodales con ochos años sin intervención tuvieron 25 especies, donde el 60 % de las especies fueron herbáceas, mientras que se observó una proporción equitativa de arbustos y árboles (20 % cada uno).

Tabla 14. Composición y abundancia de especies arbóreas en sitios bajo el MMOBI.

TRATAMIENTO	ESPECIE	ABUNDANCIA RELATIVA	ÁREA BASAL (m ² ha ⁻¹)
2 años	<i>Cupressus lindleyi</i>	53	0,60
	<i>Abies religiosa</i>	47	23,00
4 años	<i>Abies religiosa</i>	92	32,01
	<i>Pinus pseudostrabus</i>	8	11,74
	<i>Pinus pseudostrabus</i>	52	5,84
	<i>Pinus patula</i>	28	10,79
6 años	<i>Abies religiosa</i>	14	1,20
	<i>Cupressus lindleyi</i>	5	0,05
	<i>Pinus rudis</i>	1	1,49
8 años	<i>Abies religiosa</i>	63	17,38
	<i>Pinus pseudostrabus</i>	27	1,05
	<i>Cupressus lindleyi</i>	7	0,45
	<i>Pinus patula</i>	3	0,10

Tabla 15. Índice de riqueza de especies (S), índice de diversidad de Shannon (H') e índice de equitatividad (E) por estrato de los rodales bajo diversos tratamientos del sistema MMOBI.

ESTRATO	ÍNDICE	2 AÑOS	4 AÑOS	6 AÑOS	8 AÑOS
Arbóreo	S	2	2	5	4
	H'	0.69	0.29	1.17	0.94
	E	1	0.42	0.73	0.68
Arbustivo	S	6	8	5	7
	H'	1.28	1.88	1.18	1.52
	E	0.71	0.9	0.73	0.78
Herbáceo	S	11	9	15	13
	H'	1.8	1.71	2.14	1.86
	E	0.75	0.78	0.79	0.73

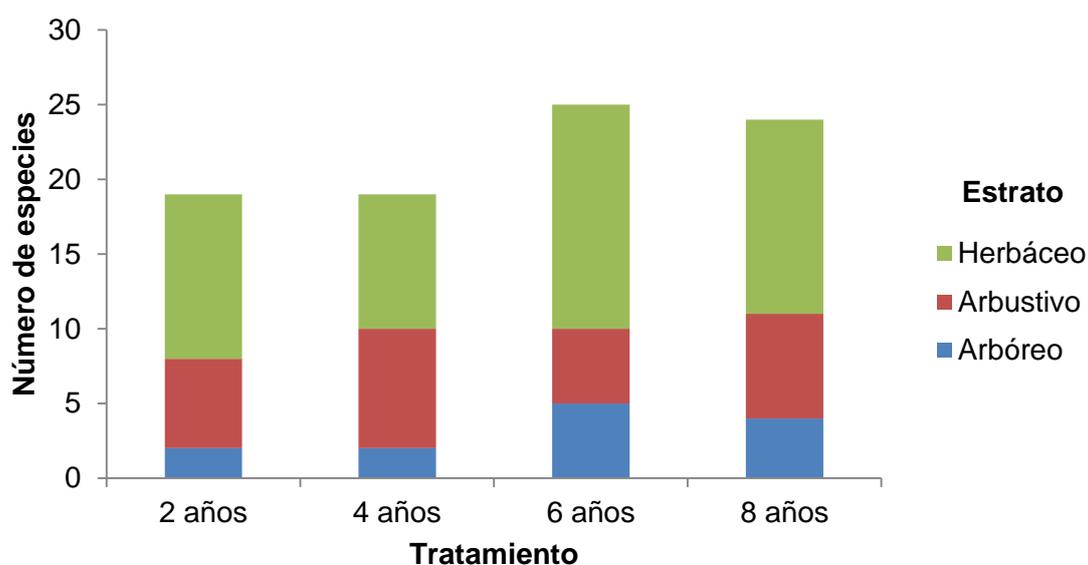


Figura 34. Número total de especies por estrato y tratamiento del MMOBI.

III.2.4. **Correlación entre variables**

La densidad se relacionó positivamente con todas las variables dasométricas, no así con la riqueza del estrato arbustivo y herbáceo (Tabla 16). La densidad presentó dos relaciones positivas significativas con la altura y el diámetro, lo que indica que el aumento de la densidad del estrato arbóreo está vinculado con el incremento del tamaño de los individuos. La altura y el diámetro tuvieron una correlación positiva significativa lo que indica una tendencia de aumento proporcional de ambas variables. Sin embargo, el incremento de tamaño del estrato arbóreo posiblemente repercuta en la riqueza del estrato arbustivo y herbáceo, ya que presentaron relaciones negativas. Por su parte, la biomasa arbórea tienen una relación positiva significativa con el área basal, es decir, el incremento de la primera es resultado del incremento del área basal. La riqueza del estrato arbóreo se correlacionó positiva y significativamente con la riqueza del estrato arbustivo, es decir, el aumento de especies arbóreas se relaciona con un incremento en el número de especies arbustivas.

Tabla 16. Correlación entre variables de la estructura vertical del MMOBI. Se muestran los valores de r. *Relaciones significativas con $p < 0.05$.

VARIABLE	1	2	3	4	5	6	7	8
1 Densidad	--							
2 Área basal	0,08	--						
3 Altura	0,73*	-0,29	--					
4 Diámetro	0,73*	-0,25	0,94*	--				
5 Biomasa arbórea	0,19	0,94*	-0,32	-0,31	--			
6 Riqueza del estrato arbóreo	0,04	0,35	0,40	0,39	0,21	--		
7 Riqueza del estrato arbustivo	-0,09	0,51	-0,07	-0,05	0,50	0,72*	--	
8 Riqueza del estrato herbáceo	-0,53	0,09	-0,38	-0,47	0,01	0,04	0,45	--

IV. DISCUSIÓN

IV.1. Método de Desarrollo Silvícola

IV.1.1. **Medidas dasométricas y estructura vertical**

Los tratamientos del MDS tuvieron un efecto negativo sobre la densidad y la variación de tamaños de los individuos y positivo sobre la biomasa aérea, área basal, diámetro y altura promedio. La disminución de la densidad arbórea fue el efecto más evidente de la cosecha de madera y estuvo relacionada con la intervención y la talla de los individuos. En el sitio de estudio el número de árboles por hectárea disminuyó progresivamente a lo largo del ciclo silvícola, donde la segunda corta de aclareo inicial presentó tres veces menor densidad que la corta de aclareo inicial. Esto es similar a lo reportado por Thomas *et al.* (1999) para plantaciones de 21 a 27 años de *Pseudotsuga menziesii* en el oeste del estado de Washington, Estados Unidos, en donde se reporta una disminución de 2.5 veces la densidad arbórea del primer al último aclareo. Por otra parte, en sistemas coetáneos sugiere que después de cinco intervenciones la densidad arbórea puede disminuir hasta 11 veces de la inicial mediante modelos de simulación (Vanclay 2009). En el ejido Llano Grande la primera remoción (corta de liberación) no es muy intensa, ya que sólo se remueven los árboles del turno anterior (padres) con el fin de evitar la competencia con los individuos recién plantados. En cambio, las cortas de clareo tienen una intensidad promedio de remoción del 30 % de las existencias maderables. Por ello, se observó un descenso de la densidad en la primera y segunda corta de aclareo, aunado a un incremento el diámetro y altura arbórea. Franklin *et al.* (2002) sugieren que la supresión de individuos por medio de esta práctica trata de imitar el autoaclareo, que consiste en un proceso natural de mortalidad de los árboles por competencia en etapas de sucesión temprana. De esta forma se extraen los individuos de menor tamaño con el

objetivo de aumentar el crecimiento de árboles restantes a partir del incremento en espacio y disponibilidad de recursos (Smith *et al.* 1997; Bradford y Palik 2009).

En la presente investigación se observó un incremento del diámetro y altura promedio de los árboles a través del ciclo, pero una disminución en la variación de la distribución de tamaños. Esto se debe a que la extracción de los árboles suprimidos reduce la variedad de tallas en los árboles al sólo conservar a los individuos dominantes y del mismo tamaño. En el caso de los rodales donde el método no ha sido aplicado en su totalidad y sólo se han llevado a cabo cortas de aclareo, el número de individuos fue mayor que las áreas de reciente reforestación. Sin embargo, la distribución diamétrica reflejó que la mayoría de los individuos consistieron en regeneración, principalmente de latifoliadas. También se pudo observar que la mayoría de los individuos de *Quercus* eran esquejes y presentan una ramificación en su tallo, lo que indica el efecto negativo de las cortas de aclareo.

La biomasa y área basal en el sitio incrementó conforme el ciclo silvícola sugiriendo un efecto positivo de las cortas de aclareo en la productividad del rodal. Los resultados de este estudio son similares a los encontrados en plantaciones de *Pinus patula* en Oaxaca, México, donde se observó un aumento de la biomasa después de las cortas de aclareo (Rodríguez-Ortiz *et al.* 2011). En Llano Grande el crecimiento y la productividad estuvieron determinados por el incremento del diámetro y altura de los individuos que restaban en cada intervención.

En el sitio de estudio de esta investigación el porcentaje de cobertura del dosel no se vio afectado por los aclareos, ya que no disminuyó de un 80%. Lo anterior se debe a los aclareos no sólo se aplican a partir de la talla de los árboles sino también de acuerdo a la posición de su copa. De esta forma son removidos los árboles que se consideran suprimidos y codominantes —cuyas copas no están directamente expuestas a

la luz —, y se mantienen a los árboles dominantes — cuyas copas forman el dosel y presentan la mayor altura—. Por lo tanto, la aplicación de las cortas de aclareo tiene poco efecto en el estrato más alto y en la cobertura del dosel. Zhang *et al.* (2006) encontró que los aclareos intensivos (espaciamiento residual de 2.13×2.13 m) en *Pinus banksiana* causaron aumentos de amplitud de copa, diámetro de ramas, afinamiento y altura (13.1 %), DN (20 %) y volumen comercial del fuste (75 %) respecto a un bosque sin manejo. Alternativamente, la remoción de las plantas es sistemática y uniforme con el fin de no generar claros que ayuden a la regeneración de estratos más bajos (Hawley y Smith 1982), por lo que el porcentaje de cobertura no cambia, pero si las especies que lo componen. La presencia de pocas especies y un espacio uniforme entre los árboles pueden producir condiciones homogéneas de luz, comparadas que pueden afectar atributos en el sotobosque y piso forestal (Ramovs y Roberts 2003). Los bosques bajo manejo muestran una alta cobertura de coníferas y en menor media de latifoliadas en comparación con los bosques nativos (Ramovs y Roberts 2003). Esto ocurrió en el sitio de estudio donde la mayoría de la cobertura del dosel fue *Pinus patula*, la especie dominante.

IV.1.2. **Diversidad**

La mayoría de los métodos silvícolas intensivos no consideran mantener la diversidad biológica y por el contrario, hacen hincapié en la simplificación de los ecosistemas y la homogeneización de la composición (Franklin *et al.* 1986, Puetmann *et al.* 2016). En el sitio de estudio los métodos de regeneración y las cortas de aclareo disminuyeron la diversidad arbórea, transformando los bosques mixtos en bosques de coníferas con pocas especies o mono-específicos. En Llano Grande después de la corta de regeneración (corta total o corta de árboles padres) el establecimiento de una nueva

masa forestal es por medio de la reforestación de plantas producidas en vivero. En este caso, la producción de plantas se reduce a una o dos especies, principalmente *Pinus patula* y *Pinus montezumae*. De esta forma la riqueza de especies inicial del rodal se reduce a una especie. Sin embargo, entre cada intervención el sitio se diversifica por la regeneración natural que se desarrolla en el rodal. Por ejemplo, fueron los sitios con corta de liberación final presentaron un incremento y cambio positivo en la composición, riqueza y abundancia de especies unos años después de la corta de liberación y antes de la primera corta de aclareo. A pesar de ello, la abundancia y área basal de las especies diferentes a la plantadas inicialmente fue baja con tres especies: *Pinus pseudostrobus*, *Pinus ayacahuite*, *Abies religiosa*. En el ejido las cortas de aclareo tuvieron un efecto negativo en la riqueza de especies y la diversidad, y positivo en la dominancia (abundancia y área basal) arbórea en los rodales. La primera y segunda corta de aclareo presentaron la menor riqueza específica y la composición de especies se redujo a coníferas. Esto se debe a que los aclareos tiene una intensidad de remoción mayor de las especies que no se consideran no tienen importancia comercial, principalmente latifoliadas.

En los bosques bajo manejo la dinámica de las comunidades del sotobosque (arbustos y hierbas) está en función de las prácticas silvícolas, cuyo objetivo principal es maximizar la producción y cosecha de madera (Thomas *et al.* 1999). Si bien las especies de los estratos bajos no están directamente relacionadas con la extracción, es conocido el efecto de las actividades de cosecha en las comunidades de plantas del sotobosque (Roberts y Gilliam 2003; Ramovs y Roberts 2003). En el presente sitio de estudio, la respuesta del sotobosque dependió del tipo de intervención y el estado sucesional del rodal (Duguid y Ashton 2013). En Llano Grande los métodos de regeneración tuvieron un negativo en la diversidad de arbustos y hierbas. La corta total

y la corta de liberación inicial presentaron un menor índice de riqueza específica y diversidad con respecto a los sitios con mayor edad. La remoción total o parcial de la vegetación tiene efectos directos en los arbustos y hierbas a partir de la disminución de su cobertura y fuente de propágulos; e indirectos en el cambio de las condiciones ambientales (Ramovs y Roberts 2003). En el ejido la extracción de los árboles no sólo implica la corta, sino también su arrastre, lo que puede incidir en el cambio de las condiciones edáficas afectando la disponibilidad de recursos (Gilliam *et al.* 1995). Por otra parte, la remoción del estrato arbóreo aumenta la exposición del lugar al máximo, lo que repercute en plantas tolerantes a la sombra (Duguid y Ashton 2013). Algunos autores sugieren que además de la disminución en el número de especies después de la corta total, existe un cambio en la composición, ya que dominan especies de sucesión temprana como las ruderales (Jenkins y Parker 1999; Brosnoff *et al.* 2001; Moola y Vasseur 2004; Kreyling *et al.* 2008, Loya y Jules 2008; Duguid y Ashton 2013).

Estudios previos reportan diversos efectos de las cortas de aclareo en el sotobosque, que van desde positivos (Thomas *et al.* 1999; Metlen y Fiedler 2006), negativos (Wyatt y Silman 2010) y no aparentes (Wayman y North 2007). En el sitio de estudio, las cortas de aclareo mostraron un efecto positivo en los primeros tratamientos y negativo conforme avanzaba la intervención. En la primera corta de aclareo se observó un efecto positivo en el número de especies de los arbustos y las hierbas. Esto sugiere que la apertura de claros favorece el incremento de especies debido al aumento en la disponibilidad de luz en los estratos más bajos (Thomas *et al.* 1999). Sin embargo, la segunda corta de aclareo inicial presentó un descenso en el número de especies de arbustos y hierbas. Las cortas de aclareo no afectan la cobertura del dosel, sin embargo, el dosel juega un papel importante en la entrada de la luz y los microambientes (Thomas *et al.* 1999; Bartels y Chen, 2009). En este caso, el incremento del dosel por los aclareos

afecta la entrada de luz al sotobosque, lo que puede repercutir en las especies no tolerantes a la sombra y resultar en un incremento de la dominancia, reduciendo así la diversidad (Alaback y Herman 1988; Thomas *et al.* 1999; Bartels y Chen 2009). Un meta-análisis realizado por Duguid y Ashton (2013) sugiere que el efecto de las cortas de aclareo en los bosques coetáneos es a largo plazo, especialmente para las especies residuales asociadas con etapas sucesivas posteriores, sensibles a la perturbación y potencialmente dispersivas limitadas (Whigham 2004). Esto se puede observar en la disminución de la diversidad y la equitatividad de los rodales con mayor edad (segunda corta de aclareo final) en el sitio de estudio de la presente investigación.

IV.1.3. Residuos leñosos

Los residuos leñosos gruesos son un componente importante de los ecosistemas forestales, pero la gestión moderna de los bosques ha afectado la cantidad y tipo de necromasa por medio de los cambios en su flujo (Harmon *et al.* 1986). En el sitio de estudio, el volumen promedio osciló entre los $0.31 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y $1.23 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ en los tratamientos del método de árboles padres, $1.24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ en sitios con corta total y $1.88 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ en los rodales donde sólo se han aplicado cortas de aclareo. Estos valores son menores a los reportados para otros bosques templados sin manejo (Pedlar *et al.* 2002; Debeljak 2006; Stephens *et al.* 2007) y con manejo (Siitonen *et al.* 2000; Debeljak 2006; Peichl y Arain 2006). Lo anterior se debe probablemente a que durante la aplicación de los métodos de regeneración intensivos (corta total y corta de liberación) se genera un gran cúmulo de copas de árboles y otros restos, pero la mayoría son extraídos como parte de las prácticas de preparación del sitio para la reforestación. En particular, las cortas de aclareo presentaron los volúmenes más bajo de materia muerta en todo el ciclo silvícola. Esto se debe a que la continua cosecha de los árboles caídos,

muertos, enfermos, codominantes y suprimidos de tamaño comercial no permite la acumulación de necromasa. Por ejemplo, en los bosques jóvenes sin manejo la mortalidad y la competencia entre los individuos genera residuos leñosos que se van acumulando (Hawley y Smith 1982; Harmon *et al.* 1986; Siitonen *et al.* 2000; Ramovs y Roberts 2003), mientras que en los bosques con manejo intensivo las intervenciones truncan estos procesos (Spies *et al.* 1988; Ramovs y Roberts 2003). Asimismo, Siitonen *et al.* (2000) considera que los cortos periodo de rotación (< 50 años) limitan el desarrollo de árboles de gran tamaño que son fuente de materia muerta por sus ramas caídas o por su mortalidad, los cuales pueden generar un banco de materia muerta aún en pie (snags; Hansen *et al.* 1991).

Además del efecto en la magnitud de necromasa, las intervenciones silvícolas influyen en el tipo, tamaño y condición de los residuos leñosos (Spies y Cline 1988; MacCarthy y Bailey 1994; Siitonen *et al.* 2000; Ramovs y Roberts 2003). En el presente estudio el diámetro promedio de los RLG osciló entre los 3.01 cm a 4.21 cm, mientras la longitud promedio fue menor a 1.5 m. La presencia de residuos tan pequeños se debe a que posterior a cada intervención, los troncos y ramas derribadas son sustraídos y comercializados como combustible (leña) dejando sólo pequeñas ramas en el piso forestal. Por otra parte, la continua extracción de residuos leñosos repercute en los niveles de descomposición que presentan. En el sitio de estudio la mayoría del volumen de materia muerta presentó un leve grado de descomposición, mientras que pocos rodales tuvieron restos de materia muerta con degradación avanzada de la corteza. De esta forma, la remoción de los residuos leñosos afecta la trayectoria y la velocidad de descomposición a través del tamaño y la especie que componen la materia muerta y la modificando el entorno físico (Harmon *et al.* 1986). Asimismo, cuando los residuos leñosos gruesos son eliminados, los ecosistemas son simplificados- organismos,

estructuras, vías, y las funciones son reducidas, es decir, disminuye la complejidad de los ecosistemas forestales (Harmon *et al.* 1986). Otro aspecto a considerar es el efecto que puede tener en la provisión del hábitat. Por ejemplo, varios estudios recientes han demostrado que el número de especies saproxílicas por rodal dependen de la cantidad, tamaño promedio y de la etapa de degradación de los RLG (Siitonen 2001).

IV.1.4. **Correlación entre variables**

Las relaciones positivas entre los atributos del estrato arbóreo, muestran que es el foco de atención en el manejo silvícola. A pesar de ello, la densidad disminuye de manera progresiva el número de individuos. Esto se debe a que la corta de los individuos pequeños permite obtener ganancias económicas durante todo el turno, y que la cosecha final proporcione el mayor volumen debido a que los árboles restantes alcanzaron la máxima talla comercial. Si bien la mayoría de la madera del ejido se vende en pie, es decir, para construcción; existe la venta de leña y madera para papel.

La riqueza del estrato arbóreo aumentó conforme incrementó el número de individuos arbóreos en el rodal. Esto se pudo observar en la corta de liberación final y la segunda de aclareo final. La corta de liberación final mostró la recuperación del rodal después de aproximadamente 20 años de aplicarse el método de regeneración de árboles padres y 10 años después de la corta de liberación. Por su parte, la segunda corta de aclareo mostró rodales maduros donde sólo se ha intervenido en dos ocasiones en más de 50 años. Ambos muestran la capacidad de recuperación de los bosques ante las perturbaciones y que la intensidad de las cortas repercute negativamente en la diversidad de especies. Esto se pudo observar en los sitios donde se han aplicado cerca de cuatro intervenciones (primera corta de aclareo y segunda corta de aclareo inicial). Uno de los fundamentos silvícolas de los sistemas regulares es disminuir la densidad del

rodal con el fin de evitar la competencia. Eso se refleja en la corta de individuos suprimidos y aquellos que no son de la especie de interés. Sin embargo, algunos estudios sugieren que existe una relación positiva entre la riqueza de especies y la productividad (Mittelbach *et al.* 2001; Pretzsch 2005; Paquette y Messier 2011).

IV.1.5. Estructura horizontal

Las intervenciones silvícolas no sólo condicionan la ordenación de los árboles por edad, sino que afectan la composición, la combinación, la distribución y la talla de los individuos arbóreos y renuevos que quedan en pie (Hawley y Smith 1982). Castellanos-Bolaños *et al.* (2008) en bosques bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca indicaron que el grado de mezcla avanzó progresivamente conforme la condición de desarrollo y estuvo determinado por la abundancia de especies (Castellanos-Bolaños *et al.* 2008). En el sitio de éste estudio esta tendencia no es tan visible debido a que la mezcla de especies dependió de la intervención, la diversidad de especies y la etapa de desarrollo del rodal. El grado de mezcla de especies en el sitio de estudio fue de bajo a moderado en los rodales con el método de árboles padres y alta en los sitios sobremaduros. Por ejemplo, la corta de liberación final muestra el desarrollo de la vegetación posterior a la corta de liberación y el aumento del grado de mezcla, el cual se reduce con las corta de aclareo. Lo anterior se debe a que la cosecha también se enfoca en la remoción de especies no comerciales, disminuyendo la riqueza y la abundancia de especies. Esto es similar a lo reportado por Solís *et al.* (2006) en ecosistemas forestales de Durango, donde la combinación de mezcla fue baja y se observó que la mayoría de los árboles formaban grupos de la misma especie (*Pinus leiophylla*). Por otro lado, en Llano Grande los rodales con segunda de liberación final presentaron el mayor valor de mezcla de especies que coincidió con la mayor riqueza de especies arbóreas y

equitatividad entre la abundancia de individuos. Cabe destacar que la mayoría de las especies fueron latifoliadas, que si bien tuvieron una dominancia baja (área basal y abundancia), contribuyeron a aumentar el grado de mezcla en el rodal. Esta tendencia es similar a los reportado por Torres *et al.* (2006) en bosques mixtos en Nuevo León, México donde se observó que especies de latifoliadas se ubicaban junto a otras especies de coníferas. Las prácticas silvícolas tratan de controlar la estructura horizontal, ya que la distribución de los árboles define los regímenes de luz y patrones de regeneración dentro del bosque; lo que repercute en el desarrollo, crecimiento y mortalidad de los árboles (Canham *et al.* 1994; Emborg 1998; Newton y Jolliffe 1998), como parece ocurrir en el presente sitios de estudio.

La distribución de los árboles fue uniforme durante todo el ciclo silvícola en los bosques bajo manejo de la presente investigación. Uno de los principios forestales es que la posición de los individuos debe ser uniforme, ya que proporciona el máximo espacio y mejores condiciones de crecimiento para cada individuo; mientras que una agrupada causa pérdidas de incremento (Pretzsch 2009). La extracción total o parcial de la vegetación al final del ciclo permite por medio de la regeneración artificial regular la distribución de los individuos al inicio del ciclo. Esto se pudo observar en los primeros tratamientos (corta de liberación inicial y corta de liberación final) donde el valor promedio y la distribución tuvo una tendencia a la regularidad. Asimismo, las cortas de aclareo conservan este arreglo por medio de la extracción de árboles pequeños, que es probable que no provengan de la reforestación y de individuos suprimidos. Los patrones espaciales afectan la competencia, el crecimiento y supervivencia de las plántulas y la formación de coronas de árboles forestales (Moeur 1993; Pretzsch 1995). Esto sugiere que la distribución regular de la vegetación está relacionada con el estado de la cobertura del dosel y la diversidad del sotobosque.

La distribución vertical y horizontal del tamaño de los árboles determinan la distribución de las condiciones microclimáticas, la disponibilidad de recursos y la formación de nichos de hábitat y, por lo tanto, directa o indirectamente con la diversidad biológica dentro de una comunidad forestal (Gadow *et al.* 2012). En el ejido la talla del estrato arbóreo mostró una regularidad en la altura y diámetro, sin embargo, los individuos fueron más uniformes en altura que en diámetro. La diversidad de tamaños de los árboles en los sitios con el método de árboles padres disminuye mientras avanza el ciclo silvícola. La corta de liberación inicial y final mostró los valores más altos de diferencia de tamaños debido a que sólo se extraen individuos más grandes, y se permite el desarrollo de la vegetación reforestada y el surgimiento de regeneración natural. Esto genera que exista una mayor variación en los tamaños que llega a ser hasta del 100%. Sin embargo, las cortas de aclareo disminuyen la variación de tamaños, ya que sólo conservan a los árboles dominantes, y extraen los individuos más pequeños. Esto se observó en la primera y segunda corta de aclareo inicial donde la diferencia del tamaño entre el árbol de referencia y los vecinos fue de menos del 20%. Por su parte, los rodales de la segunda corta de aclareo final mostraron una diversidad de tamaños media. Esto se debe a que estos sitios aún no se han talado en su totalidad y sólo se ha intervenido por cortas de aclareo. En este caso la diversidad de tamaños estuvo influenciada por la regeneración de las especies de latifoliadas, las cuales al presentar una tasa de crecimiento menor a la de las especies comerciales (pinos) ha permitido que exista una variedad de tamaños y formas de vida.

IV.2. Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares

IV.2.1. **Medidas dasométricas y estructural vertical**

El método de selección tuvo un efecto diferencial e indirecto en las medidas dasométricas y la estructura vertical a lo largo del tiempo de recuperación y en cada rodal. La densidad y la biomasa del estrato arbóreo estuvieron influenciadas por la intensidad de la corta y la estructura de la vegetación, mientras que el área basal, altura y diámetro pudieron estar modificados por la composición de especies. En el sitio de estudio las cortas selectivas no mostraron un efecto claro sobre la densidad de árboles y regeneración. Un primer punto a discutir es que la intensidad de la corta depende de las existencias del sitio, por lo que la recuperación es variable. Un segundo aspecto a destacar es que la recuperación de la masa forestal no es sólo por regeneración natural, sino que es complementada con reforestación durante el mismo año de la intervención. Sin embargo, se pudo observar que a pesar de que las cortas de selección tienen como objetivo disminuir la densidad arbórea para permitir el desarrollo de regeneración, no siempre estuvo presente en los sitios. Esto sugiere que la presencia de regeneración se puede deber a otros aspectos además de la intervención. Bataineh *et al.* (2013) encontraron que los factores abióticos y bióticos tienen mayor influencia que las intervenciones en la conformación del patrón de regeneración. Los autores sugieren que factores como la composición de la copa y la competencia con el sotobosque pueden ser más importantes que el tipo de cosecha.

El área basal se considera un indicador de la densidad, la magnitud de la extracción y recuperación de las existencias (O' Hara 2014). En éste ejido el área basal fue mayor en los primeros 4 años de abandono en comparación con los rodales con 8 años de recuperación. Esta tendencia es similar a lo reportado por Galicia *et al.* 2015 en

bosques de Ixtlán de Juárez, donde los bosques con 20 años de recuperación mostraron entre 3 y 5 veces menos área basal que los bosques con un año de ser intervenidos. En el sitio es área basal estuvo determinada por individuos un diámetro > 20 cm, principalmente *Abies religiosa* y *Pinus patula*. Esto sugiere que las cortas selectivas tienen un efecto positivo en el incremento del diámetro en las clases medias de distribución diamétrica.

La distribución diamétrica en la mayoría de los sitios mostró una tendencia exponencial negativa, acorde a lo esperado para bosques irregulares. Se considera que la distribución, donde la frecuencia de individuos disminuye conforme aumenta el diámetro, muestra una distribución balanceada (O' Hara 2014). En el sitio de estudio son extraídos árboles de todas las especies y diámetros, aunque preferentemente de especies y diámetros comerciales para normalizar la estructura. Con ello se espera un reclutamiento continuo de una categoría a otra que permita una producción constante (Hawley y Smith 1982; O' Hara 2014). Sin embargo, la tendencia no es igual para todas las especies. Por ejemplo, se pudo observar que la distribución diamétrica de *Cupressus lindleyi* no siguió la misma tendencia, lo que sugiere que las intervenciones no buscan su permanencia. Además de controlar la regeneración, las cortas de aclareo pretenden generar un incremento de los individuos suprimidos por medio de la apertura de claros (Hanson y Lorimer 2007). La apertura de claros genera una mayor cantidad de recursos disponibles (luz y nutrientes), lo que ayuda en el incremento en el número de árboles con diámetro pequeño (individuos con DN menor a 10 cm) y el aumento en la talla de los árboles suprimidos (Pineda y Sánchez-Velásquez 1992; Rouvinen y Kuuluvainen 2004). Esto se pudo observar en el cambio de la distribución diamétrica a lo largo del tiempo de recuperación, donde se observó un aumento en el diámetro de los individuos de las clases medias de *Abies religiosa*, *Pinus pseudostrobus* y *Cupressus lindleyi*.

La biomasa arbórea de los sitios en el ejido de Ixtacamaxtitlán varió entre 43 y 257 Mg ha⁻¹; éstos rangos y magnitudes son comparables a lo reportado para otros bosques templados (Tateno *et al.* 2004; White *et al.* 2004; Park *et al.* 2008). Sin embargo, se pudo observar que conforme avanzó la recuperación los valores de biomasa disminuyeron.

IV.2.2. Diversidad

La diversidad arbórea aumentó a partir de los 6 años de abandono, pero no la equitatividad. En el ejido las cortas de selección se aplican en todas las especies, pero se presta mayor atención en aquellas de importancia comercial. Esto se pudo observar en la diferencia de la abundancia y dominancia de cada especie. Durante el tiempo de abandono se observó un efecto positivo en el número y abundancia de especies no tolerantes a la sombra (*Cupressus lindleyi* y *Pinus sp*), pero la dominancia a lo largo del tiempo fue de especies semi-tolerantes a la sombra (*Abies religiosa*). Esta tendencia es contraria a lo reportado por diversos estudios donde se sugiere que las cortas selectivas individuales favorecen a especies tolerantes a la sombra (Hawley y Smith 1982; Hanson y Lorimer 2007; Lafond *et al.* 2014). O'Hara (2014) sugiere que las cortas individuales no generan claros muy grandes que aumenten la entrada de luz a los estratos más bajos, además que de los individuos codominantes y suprimidos incrementan rápido su talla y cierran el dosel. En este caso la ausencia de especies no tolerantes a la sombra en el sitio sugiere que si bien el tratamiento se da de forma individual, las intervenciones se realizan de tal forma que se genere un área de exposición grande para favorecer a las especies intolerantes a la sombra. Una explicación alternativa es que la especificidad del MMOBI en México radica en que se lleva a cabo por arriba de los 3000 msnm, justo la altitud límite de muchas especies latifoliadas de la zona. Asimismo, la reforestación con

especies comerciales (*Abies religiosa* y *Pinus patula*) tiene un efecto negativo en la composición y riqueza de especies.

Si bien las prácticas silvícolas se enfocan en el estrato arbóreo por su importancia comercial, el sotobosque contribuye a la mayor parte de la diversidad en los bosques templados. En el sitio de estudio el estrato arbóreo tuvo hasta el 20% de la riqueza específica, mientras que el sotobosque hasta el 89% del número de especies. Las cortas de selección tuvieron un efecto positivo en la riqueza específica, pero se observó una tendencia inversamente proporcional entre el estrato arbustivo y el herbáceo, es decir, cuando aumento la riqueza de especies de especies de arbustos disminuyo el número de hierbas.

En el sitio de estudio la corta de los árboles se da en forma individual y a lo largo del rodal, lo que genera apertura de claros y heterogeneidad horizontal. Duguid y Ashton (2013) sugieren que estas acciones crean espacios con gran viabilidad de recursos y heterogeneidad que favorecen la coexistencia de varias especies. La heterogeneidad puede proporcionar oportunidades para que las especies ruderales y especies de etapas sucesionales tardías coexistan de forma separada (Canham y Marks 1985; Fahey y Puettmann 2007) en micrositos formados por los claros (O' Hara 2014). En contraste, Walters (2016) encontró un efecto positivo en el sotobosque con la apertura de claros, pero un efecto negativo en la germinación y supervivencia de las especies que formaran el estrato arbóreo, debido a la competencia. La mezcla de edades tiende a reducir el peligro de plagas de insectos y hongos perjudiciales (Hawley y Smith 1982).

IV.2.3. Residuos leñosos

Si bien en la presente investigación no se evaluó los efectos de las cortas selectivas en el flujo y condición de los residuos leñosos gruesos, se considera que este tipo reduce la cantidad de materia muerta en los rodales (Bader *et al.* 1995, Siitonen *et al.* 2000, Sippola *et al.* 2001). En el sitio de estudio las cortas selectivas remueven árboles de todas las tallas, pero se enfocan en los de tamaño comercial más grande. Esto se considera una de las principales causas de los bajos volúmenes, ya que se eliminan estructuras potenciales de necromasa (Fridman y Walheim 2000; Siitonen *et al.* 2000; Lorimer *et al.* 2001). Otro aspecto a considerar es que en el ejido de Minillas después de la intervención se extraen los productos que tienen valor comercial, trozos pequeños y leña. Prácticamente sólo quedan en el área ramas pequeñas (< de 5cm de diámetro) y hojas. A pesar de que los sistemas selectivos presentan efectos negativos, se considera que son menores comparados con los sistemas intensivos. Un estudio realizado por Jenkins *et al.* (2004) sugiere que los bosques con cortas de selección presentaron mayor cantidad de residuos leñosos en comparación a los sitios con sistemas intensivos. Sin embargo, ambos presentaron valores más bajos que los bosques viejos.

La importancia de los residuos leñosos gruesos en sistemas regulares en sitios con 15 años de recuperación después de cortas selectivas en la región noroeste de Ontario, Canadá, donde la retención de la necromasa se relacionó con la regeneración (Kershaw *et al.* 2015). En suelos limosos, la retención de residuos leñosos favoreció la dominancia de las especies forestales pre-disturbio probablemente manteniendo condiciones de superficie parcialmente sombreadas, frescas y húmedas. Por el contrario, la necromasa en los sitios de turba húmeda y pobre en nutrientes, permitió el

establecimiento de nuevas especies y la reducción de la dominancia de las especies pre-disturbio.

IV.2.4. Estructura horizontal

Los sistemas irregulares se caracterizan por presentar una distribución espacial aleatoria, una alta mezcla de especies, y una variación en edad y tamaños de los árboles en el rodal. Un estudio realizado por Solis *et al.* (2006) en Durango indica que el grado de mezcla de las especie arbóreas de rodales con cortas selectivas es mayor en comparación con sitios bajo manejo intensivo. De acuerdo con el autor, si bien el tratamiento de selección también está dirigido a especies comerciales, su intensidad es mucho menor y la apertura del dosel, lo que permite el desarrollo de otras especies.

La distribución espacial de los sistemas irregulares depende del tipo de intervención. Lafond *et al.* (2014) sugiere que los sitios donde se han aplicado cortas selectivas de forma individual tienden a tener una distribución de aleatoria a regular, mientras que los rodales donde han sido aplicadas cortas de selección por grupos muestran una tendencia agregada. Lo anterior es similar a lo reportado por Castellanos-Bolaños *et al.* (2010) en Ixtlán de Juárez, donde los sitios bajo el aprovechamiento del MMOBI presentaron un arreglo espacial horizontal aleatorio con tendencia a formar grupos. En ejido de Minillas las cortas selectivas se dan de forma individual, lo que sugiere que la distribución espacial del sitio puede ser aleatoria.

La diferenciación de tallas en los bosques irregulares es una de sus características al presentar árboles de diferentes edades y especies. Sin embargo, Pommering (2002) sugiere que las cortas selectivas tienen un efecto sobre la diferencia de tamaños a partir de la supresión de individuos. El autor encontró que en los bosques mixtos de encino (*Quercus*) y haya (*Fagus*) en Alemania, la variación de tamaños se

debía a que en gran medida las cortas se enfocaban en los individuos de haya con el fin de promover el crecimiento de los encinos y mejorar su calidad. Esto resulta en que los encinos presenten mayor diámetro y altura en comparación con los árboles de haya. En el ejido Minillas se extraen individuos de todas las especies y diámetros, aunque se da preferencia a especies y diámetros comerciales. Esto sugiere que la variedad de diámetros este en función de la intensidad de la intervención.

IV.2.5. **Correlación entre variables**

La relación entre la densidad y la talla del estrato arbóreo sugiere que las intervenciones repercuten positivamente en el reclutamiento y crecimiento de los individuos. Se pudo observar que el número de individuos fue menor en los primeros años de intervención e incremento con el tiempo de recuperación. Asimismo, en la distribución diamétrica y de altura se observó el aumento en la talla de los individuos conforme avanzaba el tiempo de abandono. De esta forma, las cortas selectivas por medio de la apertura de claros generan espacios para el reclutamiento y mejoran las condiciones de crecimiento de los árboles remanentes. Si bien el desarrollo de la regeneración sirve como reemplazo de los árboles talados o muertos y ayuda a mantener la cobertura vegetal (Gersonde *et al.* 2004), se observó un cambio en la composición de especies.

La riqueza del estrato arbóreo se correlacionó positiva y significativamente con la riqueza del estrato arbustivo. Algunos autores sugieren que esta relación es más bien indirecta. Los sistemas irregulares se caracterizan muchas veces por presentar una mezcla de especies, las cuales por su variedad de morfologías puede crear diversidad estructural, es decir, el incremento de la estratificación vertical y heterogeneidad en el dosel (Dănescu *et al.* 2016). De esta forma, el incremento en el número de especies arbóreas puede aumentar la heterogeneidad horizontal y por ende crear diversos

microambientes donde se pueden desarrollar especies con distintas formas de vida y tiempos sucesionales (O' Hara 2014).

IV.3. Complejidad estructural

Los bosques bajo el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares presentaron mayor complejidad estructural que los bosques manejados con el Método de Desarrollo Silvícola. Sin embargo, eso no implica que ambos tengan efectos negativos en atributos estructurales de suma importancia para la biodiversidad, productividad y el hábitat para la vida silvestre. La Tabla 17 muestra de forma gráfica los efectos que cada sistema tiene sobre los atributos estructurales que son considerados importantes para el desarrollo de la complejidad estructural. El primer aspecto es la distribución espacial del estrato arbóreo que incluye la mezcla de especies. En este caso del MDS ocasiona una uniformidad y homogeneidad de la vegetación que deviene de todos el proceso de desarrollo del rodal, es decir, desde la reforestación hasta las cortas de aclareo, mientras que el MMOBI, a pesar de que ofrece una mayor variabilidad en el arreglo de los individuos por la corta individual. Sin embargo, la reforestación en los sitios con cortas de selección tiene una reforestación regular y de una sola especie puede repercutir en futuros patrones de desarrollo.

Si bien los sistemas silvícolas tienen sus bases a partir de la edad del arbolado debido a que ofrece un control del crecimiento y las condiciones de desarrollo del rodal, la talla de los árboles y su variación es un parámetro importante para mantener la diversidad de los ecosistemas forestales (Lähde *et al.* 1999). Un estudio realizado por Dănescu *et al.* (2016) en bosques templados del suroeste de Alemania sugiere que la diversidad de las dimensiones de los árboles tiene un efecto positivo en la productividad de los individuos y del rodal. Esto se debe a través del aumento en la heterogeneidad

vertical, producto de la diferencia de tamaños y la diversidad en el arreglo en el dosel. Asimismo, se ha observado que la distribución de tamaños que tiene una relación con elementos importantes de hábitat tales como capas de dosel y disponibilidad de nidos (Halpern y Spies 1995). En el caso del MDS, los cortos periodos de rotación y la edad uniforme del arbolado no permiten un desarrollo de la heterogeneidad de las estructuras lo que impide el desarrollo de la complejidad estructural. Asimismo, es cierto que mucho de lo que se pierde no se vuelve a recuperar (Duguid y Ashton 2013), como en el caso de la corta total. En el caso del MMOBI se observó una mayor diversidad de alturas y diámetro, lo que puede incidir en un incremento de la complejidad estructural.

La cobertura del dosel está relacionada con las condiciones microclimaticas y el hábitat. En este estudio pudimos observar que más que la sola cobertura el arreglo en capas de este atributo es importante para la complejidad estructural. En el caso del MDS la reducción de la variación de edad y especie repercute en la posición y cobertura del dosel; mientras que en el MMOBI la diversidad de alturas incorpora una variación en la posición de este atributo. Sin embargo, si la tendencia es convertir los rodales en mono-específicos, esto puede repercutir en la complejidad estructural.

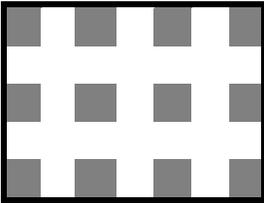
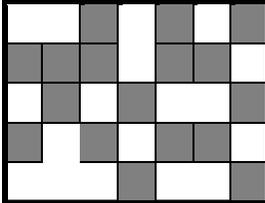
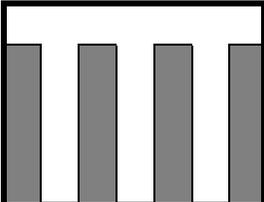
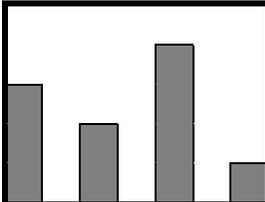
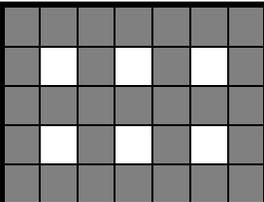
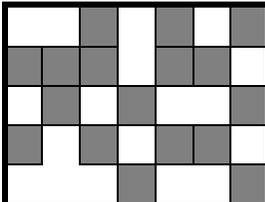
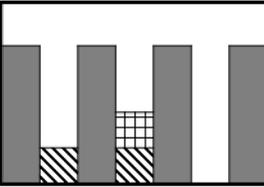
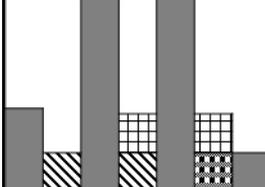
En ambos sistemas los residuos leñosos son removidos, lo que repercute de forma negativa a la complejidad estructural; incluso las perturbaciones severas no destruyen todos los restos del rodal anterior (Franklin *et al.* 2002). Hansen *et al.* (1991) indican que los árboles, ramas y troncos que sobreviven a una perturbación se incorporan al subsuelo, lo que mantiene el ciclo de nutrientes. Asimismo, mucha variabilidad es el resultado de las diferencias en velocidad y tipo de descomposición relacionadas con las especies y el tamaño de las piezas (Harmon *et al.* 1986). Las capas orgánicas en la superficie del suelo son importantes en el ciclo de agua, carbono y nutrientes y como hábitat. Por ejemplo, la presencia de escarabajos saproxilicos se ha

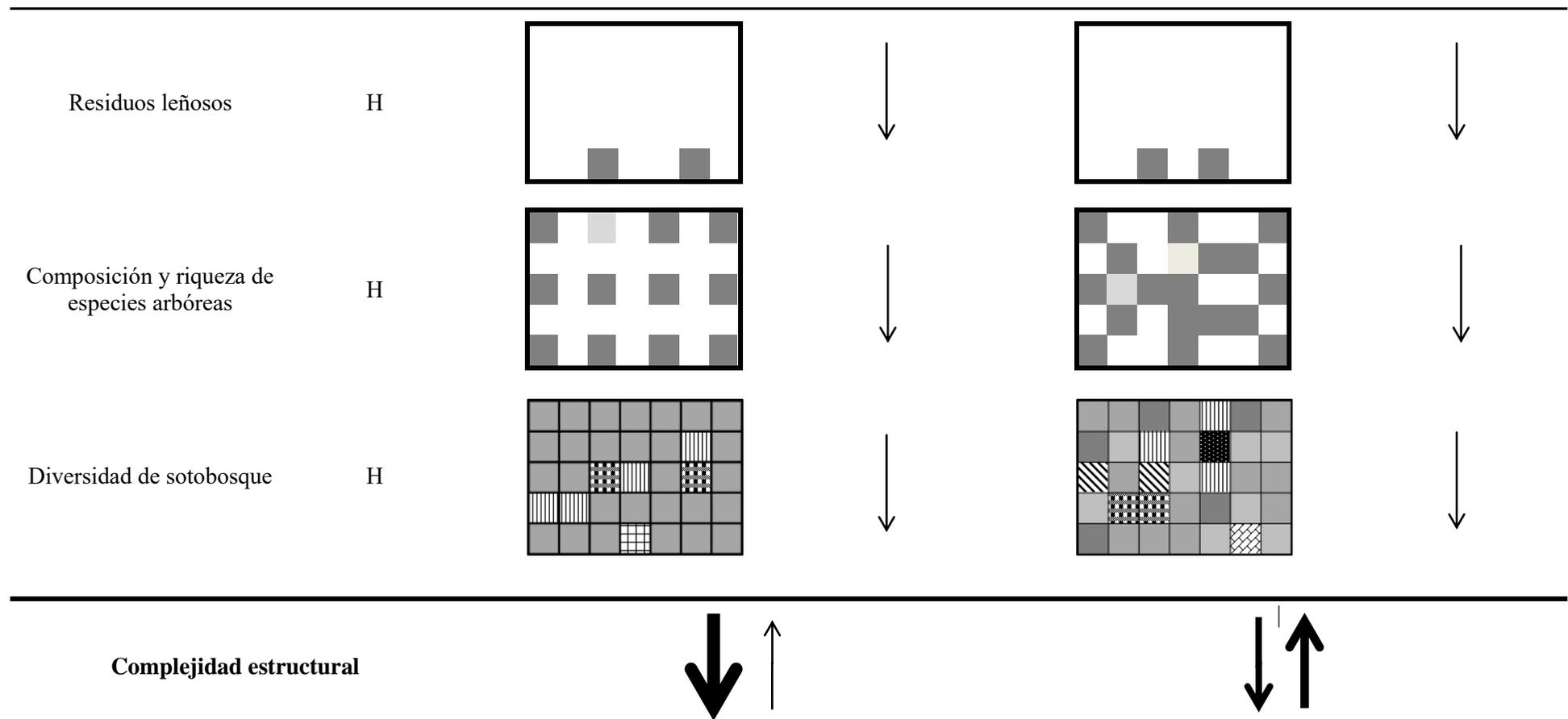
relacionado con el volumen y grado de descomposición de los residuos leñosos (Sittonen 2001). Por otra parte, los árboles muertos son la fuente primaria de escombros leñosos gruesos en los estantes de regeneración durante los primeros cien años o más (Spies *et al.* 1988), y pueden contribuir de forma posterior, a un mayor legado estructural (Franklin *et al.* 2002).

Un aspecto importante es mantener la diversidad biológica como parte integral de la complejidad del ecosistema (Christensen *et al.* 1996). Sin embargo, se ha visto que es de suma importancia mantener la diversidad en los atributos estructurales. Se considera que la heterogeneidad de recursos asociada con la complejidad estructural puede soportar una gran diversidad de especies. Los sistemas silvícolas mantuvieron la presencia de los estratos de la vegetación en los bosques, pero repercutieron en la diversidad y composición de las especies. Se mostró una tendencia a la reducción de la riqueza en el estrato arbóreo y por ende su aporte a la biodiversidad, mientras que las comunidades del sotobosque mostraron ser un poco más resistentes a los cambios.

De esta forma se pudo apreciar que el MDS presentó un mayor efecto negativo que positivo (Total, Tabla 17) en los atributos estructurales de los rodales, lo que sugiere una disminución en la complejidad estructural. En el caso del MMOBI, los efectos fueron casi proporcionales, siendo un poco mayor los positivos. Esto indica que algunas prácticas conservan atributos esenciales para el desarrollo de la complejidad estructural (variación y heterogeneidad), pero varias de ellas repercuten negativamente en otros (diversidad).

Tabla 17. Efecto de los sistemas silvícolas sobre/ en los atributos estructurales y la complejidad estructural.

ATRIBUTO		SISTEMA SILVÍCOLA			
	Orientación	MDS	Tendencia	MMOBI	Tendencia
Distribución espacial del estrato arbóreo	H		↓		↑
Distribución de tallas de los árboles	V		↓		↑
Cobertura del dosel	H		↓		↑
Número de estratos	V		↑		↑



La siguiente tabla esquematiza el efecto de cada sistema silvícola sobre los atributos estructurales. Los rectángulos aluden a la unidad básica del manejo, el rodal, y los cuadros dentro de este a un individuo de la vegetación (árbol, arbusto, hierba) y pieza en el caso de los residuos leñosos. Las tonalidades y achurado aluden a que son individuos de especies diferentes. El esquema se interpreta de acuerdo a la “orientación “señalada donde horizontal supone una vista aérea y vertical una vista en superficie. Las flechas a la derecha de la figura indican la “tendencia”, es decir, el efecto positivo (hacia arriba) o negativo (hacia abajo) de las prácticas silvícolas en los atributos. De esta forma la “complejidad estructural” indica por medio de flechas de diferente grosor la magnitud total del efecto de cada sistema silvícola.

CONCLUSIONES

“El hombre solamente existe en la relación práctica con la naturaleza. En cuanto que está —y no puede dejar de estar— en esa relación activa, productiva, con ella, la naturaleza se le ofrece como objeto o materia de su actividad, o como resultado de ésta, es decir, como naturaleza humanizada.”
Sánchez 2003: 153

En los últimos años se ha puesto de manifiesto que los cambios en la estructura forestal, como resultado del manejo para la producción de madera, tienen consecuencias perjudiciales para otros componentes de los ecosistemas forestales. El análisis de la estructura desde la visión de la complejidad permitió vislumbrar las consecuencias del manejo forestal de forma integral, y confirmar las incongruencias entre los principios y prácticas silvícolas. Esto se debe a que las prácticas silvícolas modernas han limitado, reducido y eliminado algunos atributos que contribuyen al desarrollo y mantenimiento de importantes funciones ecosistémicas tales como la biodiversidad, la productividad y el hábitat. En esta investigación pudimos observar que los sistemas silvícolas siguen reproduciendo una filosofía del aprovechamiento del bosque que data desde hace 100 años, que no considera la particularidad de las dinámicas y escalas ecológicas de otros bosques y sociedades.

Los efectos del aprovechamiento forestal sobre la complejidad estructural estuvieron en función del tipo, propósito, intensidad y distribución de la intervención, así como de las características ecológicas de las especies. El Método de Desarrollo Silvícola cumple su objetivo de incrementar la biomasa y tamaño del estrato arbóreo pero repercute en la diversidad, composición y distribución espacial de las especies en todos los estratos. La corta total al remover todos los árboles y la reforestación al transformar los bosques en monoespecíficos y regulares tiene un efecto negativo indirecto en la diversidad y composición del sotobosque a través de los cambios en la estructura vertical del estrato

arbóreo. Mientras que las cortas de aclareo al conservar a los individuos de un solo tamaño y especie, disminuye la diversidad y variación del estrato arbóreo y con ello la heterogeneidad de condiciones ambientales que favorezcan la diversidad del sotobosque. Asimismo, la remoción ordenada e intensiva de individuos que no cumplen los estándares comerciales repercutió de forma negativa en las relaciones entre los individuos, que se reflejó en una uniformidad en su arreglo y una baja mezcla de especies. El Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares no presentó efectos positivos en el sotobosque debido a la heterogeneidad ambiental generada por la variación de la talla de estrato arbóreo, sin embargo, se observó una tendencia hacia la disminución de la diversidad y composición de las especies arbóreas. En ambos sistemas, la remoción casi total de los residuos leñosos en cada intervención no permite su acumulación, lo que repercutió de forma negativa en el volumen y su estado de descomposición.

La evaluación e incluso la definición de que atributos pueden definir la complejidad estructural no es nada fácil, sin embargo, las relaciones entre los diversos componentes pueden ayudar a definir un conjunto de elementos que la describan. En este trabajo se evaluaron las correlaciones entre los atributos arbóreos y la diversidad del sotobosque con el fin de observar las consecuencias de uno sobre el otro. La medición de este elemento y sus atributos resulta importante en la evaluación de la complejidad. Sin embargo, faltó considerar la composición y cambios en la cobertura de las especies de arbustos y hierbas. Otro elemento a considerar son los residuos leñosos ya que son el elemento más afectado por las prácticas silvícolas. La modificación de sus flujos y almacenes puede repercutir en el desarrollo de otros atributos estructurales y funciones ecológicas, y con ello en la complejidad estructural. Por otra parte, la dimensión espacial es un aspecto que debe

integrar la determinación de la complejidad estructural, ya que define en el arreglo y conexiones entre otros elementos. La mezcla de especies, la distribución espacial y la variación de la talla de los individuos brindan una primera aproximación del arreglo a nivel horizontal de la vegetación. Esta investigación es una primera aproximación para definir que atributos son los más representativos de la complejidad estructural y de qué forma las prácticas silvícolas los afectan. Asimismo, ofrece una propuesta metodológica integral y asequible para la evaluación de los efectos del manejo forestal en México.

La comparación acerca de ambos sistemas silvícolas y su efecto en la complejidad estructural se realizó en función de las consecuencias en los atributos estructurales. Ambos mostraron aspectos positivos y negativos, y fueron congruentes con su modelo conceptual y las estructuras que esperaban. Este punto dio pie a reflexionar acerca de que el enfoque debe replantearse, y pasar de uno que evalué la eficiencia de las prácticas hacia otro que cuestione los marcos conceptuales e intenciones que los guían. La implementación del MDS y MMOBI en México necesita antes que nada una revisión de los fundamentos de ambos sistemas y revalorar su aplicación en el contexto local. Cabe destacar que antes de su implementación existían otras formas de manejo por las sociedades que habitan cada región, y que no todas tienen un interés maderero.

Si bien es difícil emitir recomendaciones generales para el mejoramiento de las prácticas silvícolas en los ejidos, debido a que los intereses y prácticas son distintos, se pueden enlistar las siguientes:

- Retención de estructuras antes y después de los periodos de cortas. Esto incluye árboles vivos, árboles muertos en pie, residuos leñosos, hojarasca, etcétera. La importancia de conservar estas estructuras radica en el mantenimiento del ciclo de nutrientes

- Periodos de cortas más largos. Esto refiere a ampliar el periodo entre cada intervención, ya que permitiría el desarrollo de diversas estructuras y formas de vida que son características de estados sucesionales tardíos.
- Un régimen de corta con una intensidad y tiempo variable. Las prácticas deben de considerar la respuesta de los procesos ecológicos. De esta forma, la intensidad de la intervención debe de considerar no sólo el desarrollo y recuperación de atributos estructurales sino también el tiempo necesario para que se lleven a cabo.
- Integración del aspecto espacial de la estructura al mantener o crear complejidad estructural y funcional. Este punto enfatiza la importancia del reconocimiento de las relaciones entre los individuos por medio de su distribución espacial y su importancia en el mantenimiento de funciones ecológicas.

Los resultados de la investigación se pretende sean una primera aproximación para incorporar la totalidad de elementos y relaciones que constituyen al bosques en la evaluación de los efectos del manejo. Asimismo, una reflexión y discusión para la mejora no sólo de prácticas silvícolas, sino también de los beneficios y beneficiados en el tiempo.

Observaciones finales

El manejo forestal no puede ser explicado fuera del contexto histórico, ya que como producto de relaciones sociales está estructurado en función de sus principios. De esta forma resulta contradictorio que en los últimos años en el contexto del capitalismo se hable de un manejo forestal para la conservación o sustentable. La propuesta de este trabajo comenzó con la inquietud de evaluar las prácticas de dos sistemas silvícolas para la mejora y mantenimiento de procesos y funciones ecológicas, sin embargo, a lo largo de la investigación se hizo evidente que las soluciones no deben de ser del todo técnicas sino

también de fondo. Y es que el objetivo del manejo está en función de la finalidad de las necesidades de cada sociedad. Sin embargo, como anteriormente se expuso, la idea del manejo del bosque para la producción mercantil, con un enfoque en la madera, es una construcción capitalista que data desde el siglo XVII y que se ha ido implantando en todos los territorios. El arribo incluye una serie de factores que no sólo radican en la presencia de la vegetación sino en la aceptación por parte de los sujetos que viven en ese espacio y como lo practican. En este trabajo se delinea de forma somera la estructura en la que se organiza el manejo forestal en los ejidos y como la silvicultura es un elemento importante. A pesar de que no se abundó en el tema, esto dio a pie a preguntas que se espera puedan contestarse más adelante. Algunas de ellas son: ¿Cuál es la finalidad de la producción maderera en México?, ¿En qué momento histórico los bosques en México fueron considerados como productores de madera y qué otras formas de aprovechamiento existieron antes de esta? En el caso de los ejidos, ¿Antes del manejo forestal que actividades se realizaban en los bosques? ¿Cómo ha cambiado la forma de ver el bosque? ¿Es valorado de forma equitativa el trabajo de cada sujeto?

De esta forma, es necesario dentro de la Geografía discutir si el problema de los bosques, y en general de toda la base material, gira en torno a la forma de aprovechamiento o en torno a las relaciones sociales que los construyen, producen y reproducen en su forma material e ideológica.

REFERENCIAS

- Acker, S. A., Sabin, T. E., Ganio, L. M., y McKee, W. A. (1998). Development of old-growth structure and timber volume growth trends in maturing Douglas-fir stands. *Forest Ecology and Management*, 104(1), 265-280.
- Aguirre, O. (2002). Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Revista Ciencia Forestal en México*. 92 (27). 5-28.
- Aguirre, O., Hui, G., von Gadow, K., y Jiménez, J. (2003). An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management*, 183(1), 137-145.
- Albert, M., Gadow, K. V., Kramer, H. (1995). Zur Strukturbeschreibung in Douglasien-Jungbeständen am Beispiel der Versuchsflächen Manderscheid und Uslar. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 166 (11): 205-210.
- Angers V. A., C. Messier, M. Beaudet, y A. Leduc. (2005). Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 217: 275-293.
- Art H.W. (1993). *The Dictionary of Ecology and Environmental Science*. New York: Holt. pp. 632.
- Aude, E., y Lawesson, J. E. (1998). Vegetation in Danish beech forests: the importance of soil, microclimate and management factors, evaluated by variation partitioning. *Plant Ecology*, 134(1), 53-65.
- Avendaño Hernández, D. M., Acosta Mireles, M., Carrillo Anzures, F., y Etchevers Barra, J. D. (2009). Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista fitotecnia mexicana*, 32(3), 233-238.
- Bachofen, H., y Zingg, A. (2001). Effectiveness of structure improvement thinning on stand structure in subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. *Forest Ecology and Management*, 145(1), 137-149.
- Bader, P., Jansson, S., y Jonsson, B. G. (1995). Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation*, 72(3), 355-362.
- Balandier, P., Collet, C., Miller, J. H., Reynolds, P. E., y Zedaker, S. M. (2006). Designing forest vegetation management strategies based on the mechanism and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *Forestry*, 79, 3-27.
- Bartels, S. F., y Chen, H. Y. (2010). Is understory plant species diversity driven by resource quantity or resource heterogeneity? . *Ecology*, 91(7), 1931-1938.

- Bataineh, M., Kenefic, L., Weiskittel, A., Wagner, R., yBrissette, J. (2013). Influence of partial harvesting and site factors on the abundance and composition of natural regeneration in the Acadian Forest of Maine, USA. *Forest Ecology and Management*, 306, 96-106.
- Bebi, P., Kienast, F., y Schönenberger, W. (2001). Assessing structures in mountain forests as a basis for investigating the forests' dynamics and protective function. *Forest Ecology and Management*, 145(1), 3-14.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., y Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 39-50.
- Benítez, D. H. y Bellot, M. R. (2003). Biodiversidad: uso, amenazas y conservación. En: Sánchez, O., Vega, E., Peters, E. y Monroy-Vilchis, O. (eds.). *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. INE, México. pp. 315.
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J., Donald, G. (2008). *Forest Management and Planning*. Academic Press. pp. 360.
- Bonilla, P., E.; Rodríguez, T, D. A.; Borja de la Rosa, A.; Cíntor, G., C., y Santillán, P., J. (2013). Dinámica de combustibles en rodales de encino-pino de Chignahuapan, Puebla. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(19), 21-33.
- Bormann, F.H., Likens, G.E. (1979). *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer, New York. pp. 253.
- Bradford, J. B., y Palik, B. J. (2009). A comparison of thinning methods in red pine: consequences for stand-level growth and tree diameter. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(3), 489-496.
- Bray, D. B., Merino, P. L., y Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales*. Instituto Nacional de Ecología. pp. 443.
- Bray, D.B, y Merino, P. L. (2004). *La experiencia de las comunidades forestales en México*. INE, Semarnat, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, México
- Brewer, J. S., Bertz, C. A., Cannon, J. B., Chesser, J. D., y Maynard, E. E. (2012). Do natural disturbances or the forestry practices that follow them convert forests to early-successional communities? *Ecological Applications*, 22(2), 442-458.
- British Columbia. Ministry of Forests. Forest Practices Branch. (2003). *Silvicultural Systems Handbook for British Columbia*. Forest Practices Branch, Ministry of Forests, Victoria, British Columbia. pp. 208.

- Brosnoks, K.D., Chen, J., Crow, T.R. (2001). Understory vegetation and site factors: implications for a managed Wisconsin landscape. *Forest Ecology and Management* 146, 75–87.
- Bürgi, M., y Schuler, A. (2003). Driving forces of forest management—an analysis of regeneration practices in the forests of the Swiss Central Plateau during the 19th and 20th century. *Forest Ecology and Management*, 176(1), 173-183.
- Canadian Forest Service (2002). *Managing your woodland: a non-forester’s guide to small-scale forestry in British Columbia*. 2002. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, 2nd Edition. Copublished by the Small Woodlands Forestry Program of British Columbia. pp. 300.
- Canham, C. D., Finzi, A. C., Pacala, S. W., y Burbank, D. H. (1994). Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 24(2), 337-349.
- Canham, C.D., Marks, P.L. (1985). The response of woody plants to disturbance. In: Pickett, S.T.A., White, P.S. (Eds.), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, FL. pp. 472.
- Carey, A.B., Elliott, C., Lippke, B.R., Sessions, J., Chambers, C.J., Oliver, C.D., Franklin, J.F., y Raphael, M.J. (1996). *Washington Forest Landscape Management Project: A Pragmatic Ecological Approach to Small-Landscape Management*, Report No. 2. Washington State Department of Natural Resources, Olympia, WA. pp. 99.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., y López-Aguillón, R. (2008). Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y bosques*, 14(2), 51-63.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., y Velázquez-Martínez, A. (2010). Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 1(2), 39-52.
- Challenger, A. (2003). Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. En: O. Sánchez, E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (eds.), *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre. Instituto Nacional de Ecología, Semarnap, México. pp. 17-44.
- Challenger, A. y Caballero, J. (1998). Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. pp. 847.

- Challenger, A., y Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México. pp. 87-108.
- Chapela, F. (2012). *Estado de los bosques de México*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., y Vitousek, P. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Science y Business Media.
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., ... y Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 1-13.
- Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., y Peterson, C. H. (1996). The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological applications*, 6(3), 665-691.
- Cody, M. L. (1975). Towards a theory of continental species diversities. En: M. L. Cody y J. M. (Eds.) *Diamond Ecology and Evolution of Communities* Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge. 214–257.
- CONABIO (2008). 'División política estatal 1:250000. 2005', escala: 1:250000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Versión 2. Modificado de Conjunto de Datos vectoriales y toponimia de la carta topográfica. Serie III. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2003-2004). Marco Geoestadístico Municipal, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2005). Escala 1:250000. México.
- CONAFOR (2014). Estudio de cuenca de abasto para la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla. pp. 225.
- Cox, C. B. y Moore P. D. (1993). *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*, Blackwell. Oxford.
- Crawley, M. (1996). *Planr Ecology*. Wiley, pp 736.
- Cruz, M. L. (2013). Programa de manejo forestal persistente nivel avanzado para el aprovechamiento de recursos forestales maderables del predio denominado "Ejido Llano Grande", en el municipio de Chignahuapan, estado de Puebla. Asesoría en Agroforestería, Manejo de Montes y Aserraderos, Chignahuapan, Puebla.
- Currie, W. S. (2011). Units of nature or processes across scales? The ecosystem concept at age 75. *New Phytologist*, 190(1), 21-34.

- Dănescu, A., Albrecht, A. T., y Bauhus, J. (2016). Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. *Oecologia*, 182(2), 319-333.
- Debeljak, M. (2006). Coarse woody debris in virgin and managed forest. *Ecological indicators*, 6(4), 733-742.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., y Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 12(1), 159-176.
- Denslow, J. S., y Guzman, G. (2000). Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, 11(2), 201-212.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K., y Denslow, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1), 139-151.
- Diario Oficial de la Federación. (2003). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Disponible en: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/259_240117.pdf
- Donoso, C. (1997). *Ecología forestal. El bosque y su medio ambiente*. 5 Ed. Editorial universitaria. Universidad Austral de Chile, Santiago de Chile.
- Dove, N. C., y Keeton, W. S. (2015). Structural Complexity Enhancement increases fungal species richness in northern hardwood forests. *Fungal Ecology*, 13, 181-192.
- Duguid, M. C., y Ashton, M. S. (2013). A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 303, 81-90.
- Emborg, J. (1998) Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 106, 83–95.
- Escalante, S. R. y Aroche, R. F. (2000). El sector forestal mexicano: paradojas de la explotación de un recurso natural. Facultad de Economía. UNAM, México. pp. 222.
- Espinosa, L. M. T., Salas, J. A. S., y Pérez, J. J. (2012). Análisis estructural de un ecosistema forestal de Pinus-Quercus en la sierra madre oriental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 31(100).
- Ex, S. A., y Smith, F. W. (2014). Wood Production Efficiency and Growth Dominance in Multiaged and Even-Aged Ponderosa Pine Stands. *Forest Science*, 60(1), 149-156.

- Fahey, R.T., Puettmann, K.J. (2007). Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understorey vegetation. *Journal of Ecology*, 95, 1098–1109.
- FAO. 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma. pp. 137. Disponible en. <http://www.fao.org/3/a-i5588s.pdf>
- Ferreira, L. V., y Prance, G. T. (1999). Ecosystem recovery in terra firme forests after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park, Amazonia. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 130(2), 97-110.
- Filotas, E., Parrott, L., Burton, P. J., Chazdon, R. L., Coates, K. D., Coll, L., ... y Putz, F. E. (2014). Viewing forests through the lens of complex systems science. *Ecosphere*, 5(1), 1-23.
- Fischer, M. (1993). El tratamiento silvícola. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Franklin, J. F. (1988). Structural and functional diversity in temperate forests. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, 166-175.
- Franklin, J. F. y Van Pelt, R. (2004). Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102(3), 22-28.
- Franklin, J. F., Cromack, K., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson F. y Juday, G. (1981). Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. General Technical Report. PNW-118, USDA, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Portland. pp. 48.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., Lindenmayer, D. B., Harmong, M. E., Keetona, W. S. , Shawh, D. C. , Biblea, K., y Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1), 399-423.
- Franklin, J. F., Spies, T., Perry, D., Harmon, M., y McKee, A. (1986). Modifying Douglas-fir management regimes for nontimber objectives. *Douglas-fir: stand management for the future*. Edited by CD Oliver, DP Hanley, and JA Johnson. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Wash., USA, 373-379.
- Fridman, J., Walheim, M., 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 131, 23–36

- Füldner, K. (1995). Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern [Describing forest structures in mixed beech-ash-maple-sycamore stands]. Ph.D. dissertation, University of Göttingen, Cuvillier Verlag, Göttingen, pp. 163.
- Füldner, K., y Gadow, K. (1994). How to define a thinning in a mixed deciduous beech forest. In, Mixed Stands. Proceeding from the Symposium of the IUFRO Working Group S4.01–03 and S4.01–04. Lousa & Coimbra, Portugal. pp. 31–42.
- Gadow, K. V., S. Sánchez y O. Aguirre C. (2004). Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques* 10(2):3-16.
- Gadow, K. V., Sánchez, O. S., y Álvarez, J. G. (2007). Estructura y crecimiento del bosque. Universidad de Göttingen, Alemania.
- Gadow, K. V., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Korol, M., Myklush, S. Ying Hui, G. Kiviste, A. y Zhao, X. H. (2012). Forest structure and diversity. En: T. Pukkala. y K. Gadow. *Continuous Cover Forestry*. Springer Netherlands. pp. 29-83.
- Gadow, K.V. (1993). Zur bestandesbeschreibung in der forsteinrichtung. *Forst und Holz*, 21:601-606.
- Gadow, K.V., Hui, G. y Albert, M. (1998). Das winkelmass - ein strukturparameter zur beschreibung der individualver- teilung in Waldbeständen. *Central- blatt für das gesamte Forstwesen* 115(1): 1-9.
- Galicia, L., Mendoza, L. G., y Mendoza, M. A. V. (2009). Análisis, priorización de alternativas y plan estratégico para mejorar la competitividad del manejo del agua, conservación de la biodiversidad y los recursos forestales de los bosques templados en México. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.
- Galicia, L., Saynes, V., y Campo, J. (2015). Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosques templados con aprovechamiento forestal. *Botanical Sciences*, 93(3), 473-484.
- Geldenhuys, C. J. (1994). The challenge of sustainable forest management: what future for the world's forests?, *South African Forestry Journal*, Vol. 171.
- Gersonde, R., Battles, J. J., y O'Hara, K. L. (2004). Characterizing the light environment in Sierra Nevada mixed-conifer forests using a spatially explicit light model. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(6), 1332-1342.
- Gilliam, F.S., Turrill, N.L., Adams, M.B. (1995). Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachian hardwood forests. *Ecological Applications*, 5, 947–955

- Graz, F. P. (2004). The behaviour of the species mingling index M_{sp} in relation to species dominance and dispersion. *European Journal of Forest Research*, 123(1), 87-92.
- Graz, F.P. (1996) Management of a *Pterocarpus angolensis* population under the influence of fire and land use. MSc Thesis, University of Stellenbosch, South Africa.
- H. Ayuntamiento de Chignahuapan (2014). Plan Municipal de Desarrollo. Incorporación del enfoque y elementos de planeación estratégica para el desarrollo local. 2014-2018.
- Halpern, C.B., Spies, T.A. (1995). Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 5, 913–934.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., y Ohmann, J. L. (1991). Conserving biodiversity in managed forests. *BioScience*, 382-392.
- Hanson, J. J., y Lorimer, C. G. (2007). Forest structure and light regimes following moderate wind storms: Implications for multi-cohort management. *Ecological Applications*, 17(5), 1325-1340.
- Hardiman, B. S., Bohrer, G., Gough, C. M., Vogel, C. S. y Curtis, P. S. (2011). The role of canopy structural complexity in wood net primary production of a maturing northern deciduous forest. *Ecology*, 92(9), 1818-1827.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., ... y Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15(133), 302.
- Harper J.L. (1977). Population biology of plants. London, Academic Press XXVI. pp 892.
- Hawley, R.C. y Smith, D. M. 1982. Silvicultura práctica (traducción de Dr. Jaime Terradas). Ed. Omega, S .A., Barcelona. pp. 544 .
- Hedman, C. W. y Van Lear, D. H. (1995). Vegetative structure and composition of southern Appalachian riparian forests. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. pp. 134-144.
- Helms, J. A. (1998). The dictionary of forestry. Bethesda, MD: Society of American Foresters.
- Hernández, R.M. (2001). Unidad III: Silvicultura y manejo integral de los recursos forestales, (Notas preliminares. Segundo borrador). Obtenido de http://www.rivasdaniel.com/Unidad_III.Silvicultura.pdf
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., ... y Domínguez-Pereda, A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque

- templado del noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 19(2), 189-200.
- Hessenmöller, D., Elsenhans, A. S., y Schulze, E. D. (2013). Sampling forest tree regeneration with a transect approach. *Annals of Forest Research*, 56(1), 3-14.
- Hiu, G.Y., Albert, M., Gadow, K.v., 1998. Das Umgebungsmaßals Parameter zur Nachbildung von bestandesstrukturen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 117 (1), 258–266.
- Hunter, M. L. (1999). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. pp. 698.
- INEGI (2006). *Anuario Estadístico de Puebla, Tomo I, edición 2006*.
- INEGI (2006). 'División Municipal de México, 2005', escala: 1:250000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Obtenido de Marco Geoestadístico Municipal, II Censo de Población y Vivienda 2005. Versión 1.0., México.
- Jardel, E. J. (1985). Una revisión crítica del Método Mexicano de Ordenación de bosques desde el punto de vista de la ecología de poblaciones. *Ciencia Forestal*, 10(58): 3-16.
- Jardel, E. J. (1998). Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán. En Ávila, R., J. P. Emphoux, L. G. Gastélum, S. Ramírez, O. Ochödube y F. Valdez. (Eds). *El occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales. Actas del IV Coloquio Internacional de Occidentalistas*. Universidad de Guadalajara / Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación (ORSTOM). Guadalajara, Jalisco.
- Jardel, P. E. J. (2012). El Manejo Forestal en México: Estado actual y Perspectivas. En: Chapela, F. (Coord). *Estado de los bosques de México*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C. México, D.F. 69-109.
- Jardel, P. E. J. (2012). Una revisión crítica del Método Mexicano de Ordenación de bosques desde el punto de vista de la ecología de poblaciones. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(58).
- Jenkins, M. A., Webster, C. R., Parker, G. R., y Spetich, M. A. (2004). Coarse woody debris in managed central hardwood forests of Indiana, USA. *Forest Science*, 50(6), 781-792.
- Jenkins, M. A., y Parker, G. R. (1998). Composition and diversity of woody vegetation in silvicultural openings of southern Indiana forests. *Forest Ecology and Management*, 109(1), 57-74.

- Jenkins, M.A., y Parker, G.R. (1999). Composition and diversity of ground-layer vegetation in silvicultural openings of southern Indiana forests. *The American/Midland Naturalist* 142, 1–16.
- Jennings, S. B., Brown, N. D., y Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1), 59-74.
- Johnson, P. S., S. R. Shifley y R. Rogers. (2002). *The ecology and silviculture of oaks*. CABI publishing, United Kingdom. pp. 503.
- Jørgensen, S. E. (2009). *Ecosystem Ecology*. Academic Press. Amsterdam, Netherlands. pp 521.
- Kappelle, M., Geuze, T., Leal, M. E., y Cleef, A. M. (1996). Successional age and forest structure in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Journal of tropical ecology*, 12(05), 681-698.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. y Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833), 1866-1869.
- Keenan, R. J., y Kimmins, J. P. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 1(2), 121-144.
- Keeton, W. S. (2006). Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 235(1), 129-142.
- Kershaw, H. M., Morris, D. M., Fleming, R. L., y Luckai, N. J. (2015). Reconciling harvest intensity and plant diversity in boreal ecosystems: does intensification influence understory plant diversity?. *Environmental management*, 56(5), 1091-1103.
- Kohm, K. A., y Franklin, J. F. (Eds.). 1997. *Creating a forestry for the 21st century: The science of ecosystem management*. Island Press.
- Koleff, P., Soberón, J. y Smith, A. (2004). Madrean pine oak woodland. En: R. Mittermeier, P. G. Robles, J. D. Hoffmann, J.D. Pilgrim, T.M. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux y G.A.B. Fonseca (eds.) *Hotspots (Biodiversidad amenazada II): Nuevas ecorregiones terrestres prioritarias del mundo*. CEMEX-Agrupación Sierra Madre, México.
- Koop, H., Rijksen, H.D., Wind, J. (1994). Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by Silvi-Star assessment of diversity and forest structure. En: Boyle, T.J.B., Boontawe, B. (Eds.), *Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests*. CIFOR, Chaing Mai Thailand. 309–331.

- Korhonen, L., Korhonen, K. T., Rautiainen, M., y Stenberg, P. (2006). Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. *Silva Fennica*, 40(4), 577.
- Kreyling, J., Schmiedinger, A., Macdonald, E., Beierkuhnlein, C. (2008). Slow understory redevelopment after clearcutting in high mountain forests. *Biodiversity and Conservation* 17, 2339–2355.
- Lafond, V., Lagarrigues, G., Cordonnier, T., y Courbaud, B. (2014). Uneven-aged management options to promote forest resilience for climate change adaptation: effects of group selection and harvesting intensity. *Annals of forest science*, 71(2), 173-186.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y., y Saksa, T. (1999). Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology and Management*, 115(2), 213-220.
- Lanza, G., Minnick, G., y Villegas, V. (1999). Educación ambiental para el trópico de Cochabamba: texto del alumno séptimo de primaria. In *Educación ambiental para el trópico de Cochabamba: texto del alumno séptimo de primaria*. UNDCP.
- Lindenmayer, D. B., y Franklin, J. F. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press. pp. 351.
- Long, J. N., Dean, T. J., y Roberts, S. D. (2004). Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. *Forest Ecology and Management*, 200(1), 249-261.
- López M., R. (2005). Efecto del manejo forestal en la diversidad, composición, estructura y regeneración de especies en un bosque templado en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México. pp. 146.
- Lorimer, C.G., Dahir, S.E., Nordheim, E.V. (2001). Tree mortality rates and longevity in mature and old-growth hemlock-hardwood forests. *Journal of Ecology*, 89, 960–971
- Loumeto, J. J., y Huttel, C. (1997). Understory vegetation in fast-growing tree plantations on savanna soils in Congo. *Forest Ecology and Management*, 99(1), 65-81.
- Lowman, M. D. y Rinker, H. B. (2004). *Forest canopies*. Academic Press.
- Lowman, M. D., y Wittman, P. K. (1996). Forest canopies: methods, hypotheses, and future directions. *Annual review of ecology and systematics*. 55-81.
- Loya, D.T., Jules, E.S. (2008). Use of species richness estimators improves evaluation of understory plant response to logging: a study of redwood forests. *Plant Ecology* 194, 179–194.

- Luu, T. C., Binkley, D., y Stape, J. L. (2013). Neighborhood uniformity increases growth of individual Eucalyptus trees. *Forest Ecology and Management*, 289, 90-97.
- Mac Nally, R., Parkinson, A., Horrocks, G., Conole, L., y Tzaros, C. (2001). Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation*, 99(2), 191-205.
- MacArthur, R. H. y MacArthur J. W. (1961) On bird species diversity. *Ecology*. 42: 594–598.
- MacCracken, J. G. (2005). Effects of uneven-aged timber harvest on forest floor vertebrates in the Cascade Mountains of southern Washington. *Forest ecology and management*, 208(1), 123-135.
- MacNally, R., Parkinson, A., Horrocks, G., Conole, L., Tzaros, C., 2001. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on southeastern Australian floodplains. *Biol. Conserv.* 99, 191–205.
- Madrid, L., Núñez, J. M., Quiroz, G., y Rodríguez, Y. (2009). La propiedad social forestal en México. *Investigación ambiental*, 1(2), 179-196.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. pp. 215.
- Maltamo, M., Uuttera, J., y Kuusela, K. (1997). Differences in forest stand structure between forest ownership groups in central Finland. *Journal of Environmental Management*, 51(2), 145-167.
- Mantel, K. 1990. *Wald und Forst in der Geschichte: ein Lehr- und Handbuch*. Hanover, Germany, Schaper.
- Marshall, P.L., Davis, G., y Taylor. S.W. (2003). *Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris: Practitioners' Questions Addressed*. Research Section, Coast Forest Region, BC Ministry of Forests. Nanaimo, BC. Extension Note EN-012.
- Maser, C. y Trappe, J. (1984). *Seen and unseen world of the fallen tree*. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, General Technical Report PNW-164, pp. 56.
- McCarthy, B. C., y Bailey, R. R. (1994). Distribution and abundance of coarse woody debris in a managed forest landscape of the central Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research*, 24(7), 1317-1329.
- McComb, W. C., Spies, T. A. y Emmingham, W. H. (1993). Douglas-fir forests: managing for timber and mature-forest habitat. *Journal of Forestry*, 91 (12), 31-42.

- McElhinny, C. (2002). Forest and woodland structure as an index of biodiversity: a review. A literature review commissioned by NSW National Parks and Wildlife Service. pp. 84.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., y Bausus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218(1), 1-24.
- Meadows, J. S. y J. A. Stanturf. (1997). Silvicultural systems for southern bottomland hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 90: 127-140.
- Means, J. E., Acker, S. A., Harding, D. J., Blair, D. B., Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Harmon, M. E. y McKee, W. A. (1999). Use of large-footprint scanning airborne lidar to estimate forest stand characteristics in the Western Cascades of Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 67(3), 298-308.
- Mendoza, M. A. y Del Ángel, A. L. (1999). Perspectivas del manejo forestal en México. *Ciencia Forestal en México*, 24(86): 5-19.
- Mendoza-Medina, R. y Rodríguez-Caballero, R. (1959). Método Mexicano de Ordenación de Montes. En Proyecto General de Ordenación Forestal. Unidad Industrial de Explotación Forestal Michoacana de Occidente, S. de R. L. pp. 82.
- Messier, C., Puettmann, K. J., y Coates, K. D. (2013). *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*. Routledge, New York, New York, USA.
- Metlen, K.L., Fiedler, C.E. (2006). Restoration treatment effects on the understory of ponderosa pine/Douglas-fir forests in western Montana, USA. *Forest Ecology and Management*, 222, 355–369.
- Michelsen, A., Lisanetwork, N., Friis, I., y Holst, N. (1996). Comparisons of understory vegetation and soil fertility in plantations and adjacent natural forests in the Ethiopian highlands. *Journal of Applied Ecology*, 627-642.
- Mitchell, R. J., Palik, B. J., y Hunter Jr, M. L. (2002). Natural disturbance as a guide to silviculture. *Forest Ecology and Management*, 155(1), 315-317.
- Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., ... y Gough, L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity?. *Ecology*, 82(9), 2381-2396.
- Moeur, M. (1993). Crown width and foliage weight of northern Rocky Mountain conifers, USDA, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, Utah, Research Paper INT-283, pp. 14.

- Moola, F.M., Vasseur, L. (2004). Recovery of late-seral vascular plants in a chronosequence of post-clearcut forest stands in coastal Nova Scotia, Canada. *Plant Ecology* 172, 183–197.
- Motz, K., Sterba, H., y Pommerening, A. (2010). Sampling measures of tree diversity. *Forest Ecology and Management*, 260(11), 1985-1996.
- Naeem, S., Chapin III, F. S., Costanza, R., Ehrlich, P. R., Golley, F. B., Hooper, D. U., Lawton, J.H., O'Neill, R.O., Mooney, H.A., Sala O.E., Tilman, D. y Symstad, A. J. (1999). Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. *Issues in ecology*, 4(11). pp. 14.
- Negreros, P., y Snook, L. (1984). Análisis del efecto de la intensidad de corta sobre la regeneración natural de pinos en un bosque de pino-encino. *Ciencia Forestal*, 9(47), 48-61.
- Newsome, A. E. y Catling, P. C. (1979). Habitat preferences of mammals inhabiting heathlands of warm temperate coastal, montane and alpine regions of southeastern Australia. *Ecosystems of the World. 9A. Heathlands and Related Shrublands. Descriptive Studies*. Elsevier, Amsterdam. 301– 316.
- Newton, P. F., y Jolliffe, P. A. (1998). Assessing Processes of Intraspecific Competition within Spatially Heterogeneous Density-Stressed Black Spruce Stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, 259-275.
- Nixon, K. C. (1993). The genus *Quercus* in Mexico. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 447-458.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 355-364.
- Nyland, R.D. 2002. *Silviculture: Concepts and Applications*. McGraw-Hill Co.
- O' Hara, K.L. 1998. Silviculture for structural diversity: A new look at multiaged systems./ *For.* 96:4-10.
- O'Hara, K. (2014). *Multiaged silviculture: managing for complex forest stand structures*. Oxford University Press, USA. pp. 213.
- Oliver, C. D., y Larson, B. C. (1990). *Forest stand dynamics*. McGraw-Hill, Inc.
- Oliver, C.D. (1981). Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management*, 3, 153–168.
- Oliver, C.D., Larson, B.C. (1990). *Forest Stand Dynamics*. McGraw-Hill, New York. pp. 467.

- Palik, B. J., Kern, C. C., Mitchell, R., y Pecot, S. (2005). Using spatially variable overstory retention to restore structural and compositional complexity in pine ecosystems. In: Peterson, Charles E.; Maguire, Douglas A., eds. *Balancing Ecosystem Values: Innovative Experiments for sustainable Forestry: Proceedings of a Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-635*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. pp. 285-290.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A. Lewis, S. L. y Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, D. A., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333: 988-993.
- Paquette, A., y Messier, C. (2011). The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 170-180.
- Park B.B., Yanai, R.D., Fahey, T.J., Bailey, S.W., Siccama, T.G., Shaley, J.B. y Cleavitt, N.L. (2008). Fine root dynamics and forest production across a calcium gradient in northern hardwood and conifer ecosystems. *Ecosystems*, 11:325-341.
- Parker, G. G. (1995). Structure and microclimate of forest canopies. En: G. G. Parker, M. D. Lowman y N. M. Nadkarni, *Forest canopies*. pp. 73-106.
- Parkes, D., Newell, G. y Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management y Restoration*, 4(s1), S29-S38.
- Parrott, L. (2005). Quantifying the complexity of simulated spatiotemporal population dynamics. *Ecological Complexity* 2, 175–184.
- Parrott, L. (2010). Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators*, 10:1069-1076.
- Parrott, L., y H. Lange. (2013). An introduction to complexity science. Pages 17–32. En: C. Messier, K. J. Puettmann, y K. D. Coates (Eds). *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*. Routledge, New York, New York, USA.
- Pedlar, J. H., Pearce, J. L., Venier, L. A., y McKenney, D. W. (2002). Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *Forest Ecology and Management*, 158(1), 189-194.
- Peet, R.K., Christensen, N.L. (1987). Competition and tree death. *BioScience*, 37, 586–595.
- Peichl, M., y Arain, M.A. (2007). Allometry and partitioning of above–and belowground tree biomass in an age–sequence of white pine forest. *Forest Ecology and Management*, 253:68–80.

- Peichl, M., y Arain, M. A. (2006). Above-and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140(1), 51-63.
- Pineda, L. M. R., y Sánchez-Velásquez, L. R. (1992). Efecto de la corta selectiva sobre la estructura de un bosque subtropical de pino-encino (*Pinus-Quercus*). *Tiempos de Ciencia*, 27, 69-77.
- Pineda, M. R. y Sánchez-Velásquez, L. R. (1992). Efecto de la corta selectiva sobre la estructura de un bosque de pino- encino. *Tiempos de Ciencia*, 27: 69-77.
- Pommerening, A. (2002). Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*, 75(3), 305-324.
- Pommerening, A. (2006). Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology and Management*, 224(3), 266-277.
- Pretzsch, H. (1995). Perspektiven einer modellorientierten Waldwachstumsforschung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* , 14:188–209.
- Pretzsch, H. (2005). Diversity and productivity in forests: evidence from long-term experimental plots. In *Forest diversity and function* Springer Berlin Heidelberg. 41-64 pp.
- Pretzsch, H. (2009). *Forest Dynamics, Growth and Yield*. Springer Berlin Heidelberg. pp. 664.
- Proulx, R., y Parrott, L. (2008). Measures of structural complexity in digital images for monitoring the ecological signature of an old-growth forest ecosystem. *Ecological Indicators*, 8(3), 270-284.
- Proulx, R., y Parrott, L. (2009). Structural complexity in digital images as an ecological indicator for monitoring forest dynamics across scale, space and time. *Ecological Indicators*, 9(6), 1248-1256.
- Puettmann K.J. C. Messier L., y K. D. Coates. (2013). An introduction to complexity science. Pages 17–32 in C. Messier, K. J. Puettmann, y K. D. Coates, editors. *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*. Routledge, New York, New York, USA.
- Puettmann, K. J., Coates, K. D., y Messier, C. (2016). Crítica de la silvicultura: El manejo para la Complejidad. *Asociación Cultural y Científica Iberoamericana*. pp. 294.
- Pyle, C., y Brown, M. M. (1998). A rapid system of decay classification for hardwood logs of the eastern deciduous forest floor. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 237-245.

- Ramovs, B. V., y Roberts, M. R. (2003). Understory vegetation and environment responses to tillage, forest harvesting, and conifer plantation development. *Ecological Applications*, 13(6), 1682-1700.
- Roberts, M. R. (2004). Response of the herbaceous layer to natural disturbance in North American forests. *Canadian Journal of Botany*, 82(9), 1273-1283.
- Roberts, M. R., y Gilliam, F. S. (2003). Response of the herbaceous layer to disturbance in eastern forests. *The herbaceous layer in forests of eastern North America*. Oxford University Press, Oxford, 302-320.
- Rodríguez-Ortíz, G., Aldrete, A., González-Hernández, V. A., Los Santos-Posadas, D., Héctor, M., Gómez-Guerrero, A., y Fierros-González, A. M. (2011). ¿ Afectan los aclareos la acumulación de biomasa aérea en una plantación de *Pinus patula*?. *Agrociencia*, 45(6), 719-732.
- Rojas-López, O. (2011). Análisis comparativo de costos del uso de la tierra en la Sierra Norte de Puebla. Tesis para obtener el título de Maestro en Ciencias, Colegio de Postgraduados, Estado de México.
- Rouvinen, S. y Kuuluvainen, T. (2004). Tree diameter distributions in natural and manager old *Pinus sylvestris*-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 208: 45-61.
- Rubino, D. L., y McCarthy, B. C. (2003). Evaluation of coarse woody debris and forest vegetation across topographic gradients in a southern Ohio forest. *Forest Ecology and Management*, 183(1), 221-238.
- Ruppert, C. (2004). Der kommunale Forstbetrieb im Spannungsfeld von Gemeinwohlorientierung und Erwerbswirtschaft. Eine Analyse der Möglichkeiten von Rechts-und Organisationsformen. *GFH-Mitteilungen*, 16(1), 9-10.
- Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, Instituto de Ecología 15, 47-64.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Sánchez, V, S. (2003). *Filosofía de la praxis*. México, Siglo XXI, pp. 531.
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., y Woolmer, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904.

- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos) 1984. Normas mínimas de calidad para la formulación de estudios dasonómicos en bosques. pp. 311.
- Sean, C. T; MacLellan, J.(2011).Boreal and temperate Forest. Forest and Forest Plants Vol 1. Editores. Owen N.J. Gyde L. H. Encyclopedia of Life Support Systems. UNESCO
- SEMARNAT (2014). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2013. México.
- Shvidenko, S. L. Lewis, y J. G. Canadell. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988-993.
- Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological bulletins*, 11-41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P., y Rauh, J. (2000). Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128, 211–225.
- Sipe, T. W. y Bazzaz, F. A. (1994). Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: shoot architecture and photosynthesis. *Ecology*, 75(8), 2318-2332.
- Sipe, T. W. y Bazzaz, F. A. (1995). Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: survival and growth. *Ecology*, 76(5), 1587-1602.
- Sippola, A. L. (2001). Forest structure and biodiversity in northern boreal forests: Effects of regeneration cutting on flying beetles and wood-decomposing fungi. Arctic Centre, University of Lapland.
- Smith, D.M., Larson, B.c., Kelty, M.J., y Ashton, P. M. S. (1997). *The practice of silviculture: applied forest ecology*. John Wiley and Sons, Inc., New York, USA.
- Sole', R. V. y B. Goodwin. (2000). *Signs of life: How complexity pervades biology*. Basic Books, New York, New York, USA.
- Solís-Moreno, R., Aguirre, C.A., Treviño, G. 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(2), 49-64.
- Spies, A. T. (1998). Forest Structure : A key to the ecosystem. *Northwest Science*. 72 (2), 34-39.
- Spies, T. (1997). Forest Stand Structure, Composition, and Function. En: K. H. A. J. Franklin (Ed). *Creating a Forestry for the 21st Century*, Island Press, Washington. pp. 475.

- Spies, T. A. y Franklin, J. F. (1991). The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-fir forests in Oregon and Washington. Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-285, Portland, USA. Pacific Northwest Research Station, 91-111.
- Spies, T. A., Franklin, J. F., y Thomas, T. B. (1988). Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology*, 69(6), 1689-1702.
- Spies, T. A., y Cline, S. P. (1988). Coarse woody debris in forests and plantations of coastal Oregon. From the forest to the sea: a story of fallen trees. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-229. Portland, OR: Pacific Northwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture, 5-23.
- Spies, T.A., Franklin, J.F. (1996). The diversity and maintenance of old-growth forests. En: Szaro, R.C., Johnson, D.W. (Eds.). *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford, New York. 296–314.
- Stephens, S. L., Fry, D. L., Franco-Vizcaíno, E., Collins, B. M., y Moghaddas, J. M. (2007). Coarse woody debris and canopy cover in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest from the Sierra San Pedro Martir, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 240(1), 87-95.
- Stephens, S. L., Fry, D. L., Franco-Vizcaíno, E., Collins, B. M., yMoghaddas, J. M. (2007). Coarse woody debris and canopy cover in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest from the Sierra San Pedro Martir, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 240(1), 87-95.
- Stumpf, K.A. (1993). The estimation of forest vegetation cover descriptions using a vertical densitometer. Presented at the Joint Inventory and Biometrics Working Groups session at the SAF National Convention, Indianapolis, IN, November 8-10, 1993.
- Styles, B. (1993). Genus *Pinus*: A Mexican preview. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.) *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 397-420.
- Sullivan, T. P., Sullivan, D. S., y Lindgren, P. M. (2001). Stand structure and small mammals in young lodgepole pine forest: 10-year results after thinning. *Ecological Applications*, 11(4), 1151-1173.
- Svensson, J. S., y Jeglum, J. K. (2001). Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management*, 151(1), 67-79.
- Svensson, J. S., y Jeglum, J. K. (2001). Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management*, 151(1), 67-79.

- Tanabe, S. I., Toda, M. J., y Vinokurova, A. V. (2001). Tree shape, forest structure and diversity of drosophilid community: comparison between boreal and temperate birch forests. *Ecological Research*, 16(3), 369-385.
- Tateno R., Hishi, T., y Takeda, H. (2004). Above-and belowground biomass and net primary production in a cool-temperate deciduous forest in relation to topographical changes in soil nitrogen. *Forest Ecology and Management*.193:297-306.
- Thomas, J. W. (1979). Wildlife habitats in managed forests the Blue Mountains of Oregon and Washington. *USDA Agriculture Handbook 553*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C. pp. 512.
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Liguori, D.A., y Austin, K.A. (1999). Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications*, 9, 864–879.
- Tinker, D. B., y Knight, D. H. (2001). Temporal and spatial dynamics of coarse woody debris in harvested and unharvested lodgepole pine forests. *Ecological Modelling*, 141(1), 125-149.
- Torres, E., Sánchez, J. A., y Jiménez, J. (2006) Análisis estructural de un ecosistema forestal de Pinus-Quercus en la sierra madre oriental. *Revista Ciencia Forestal en México* 31:7-30.
- Torres, R. J. M. (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México. FAO, Roma.
- Tyrrell, L. E., y Crow, T. R. (1994). Structural Characteristics of Old-Growth Hemlock-Hardwood Forests in Relation to Age. *Ecology*, 75(2), 370-386.
- Uuttera, J., Maltamo, M., y Hotanen, J. P. (1997). The structure of forest stands in virgin and managed peatlands: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Forest Ecology and Management*, 96(1), 125-138.
- Uuttera, J., Tokola, T., y Maltamo, M. (2000). Differences in the structure of primary and managed forests in East Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 129(1), 63-74.
- Van Den Meersschaut, D. y Vandekerckhove, K. (1998). Development of a stand-scale forest biodiversity index based on the State Forest Inventory. En: Hansen, M., Burk, T. (Eds.), *Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*. USDA, Boise, Idaho. 340–349.
- Van Pelt, R., y J.F. Franklin. (1999). Response of understory trees to experimental gaps in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 9:504–12.

- Van Wagner, C. E. (1968). The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest science*, 14(1), 20-26.
- Vanclay, J. K. (2009). Tree diameter, height and stocking in even-aged forests. *Annals of Forest Science*, 66(7), 1-7.
- Von Breitenbach, F. (1973) *Pterocarpus angolensis*: a monograph. Trees in South Africa, *Journal of the Tree Society of South Africa*, vol XXV(3).
- Walters, M. B., Farinosi, E. J., Willis, J. L., y Gottschalk, K. W. (2016). Managing for diversity: harvest gap size drives complex light, vegetation, and deer herbivory impacts on tree seedlings. *Ecosphere*, 7(8).
- Watson, J., Freudenberger, D., y Paull, D. (2001). An Assessment of the Focal-Species Approach for Conserving Birds in Variegated Landscapes in Southeastern Australia. *Conservation Biology*, 15(5), 1364-1373.
- Wayman, R.B., North, M. (2007). Initial response of a mixed-conifer understory plant community to burning and thinning restoration treatments. *Forest Ecology and Management*, 239, 32–44.
- Wei, X., Kimmins, J. P., Peel, K., y Steen, O. (1997). Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(2), 148-155.
- Whigham, D. F. (2004). Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 583-621.
- White L.L., Zak, D.R. y Barnes, B.V. (2004). Biomass accumulation and soil nitrogen availability in an 87-year-old *Populus gradidentata* chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 191:121-127.
- Wikström, P., y Eriksson, L. O. (2000). Solving the stand management problem under biodiversity-related considerations. *Forest Ecology and Management*, 126(3), 361-376.
- Williamson, J. (2008). Cost-effective methods for monitoring coarse woody debris in northeastern forests. Masters project proposal submitted in partial fulfillment of the requirements for the Master of Environmental Management and Master of Forestry degrees in the Nicholas School of the Environment and Earth Sciences of Duke University
- Wilson, D.S., Anderson, P.D., Puettmann, K.J. (2009). Evaluating the consistency of understorey vegetation response to forest thinning through synthetic analysis of operational-scale experiments. *Forestry* 82, 583–596.

- Wu, J. B., Guan, D. X., y Han, S. J. (2005). Ecological functions of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 16, 247-252.
- Wyatt, J.L., Silman, M.R. (2010). Centuries-old logging legacy on spatial and temporal patterns in understory herb communities. *Forest Ecology and Management* 260, 116–124.
- Zenner, E. K. (2004). Does old-growth condition imply high live-tree structural complexity? *Forest Ecology and Management*, 195(1), 243-258.
- Zenner, E. K., y Hibbs, D. E. (2000). A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest ecology and management*, 129(1), 75-87.
- Zerecero, G., y Pérez, V. M. (1981). El Manejo del Bosque y la Industria forestal en el norte del país. *Ciencia Forestal*, 6(34), 30-44
- Zhang, S. Y., Chauret, G., Swift, D. E., y Duchesne, I. (2006). Effects of precommercial thinning on tree growth and lumber quality in a jack pine stand in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal Forest Research*. 36:945-953.
- Ziegler, S. S. (2000). A comparison of structural characteristics between old-growth and postfire second-growth hemlock–hardwood forests in Adirondack Park, New York, USA. *Global Ecology and Biogeography*, 9(5), 373-389.