



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS
AGRÍCOLAS**

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE UN BOSQUE DE
PINO-ENCINO BAJO MANEJO FORESTAL EN LA
SIERRA NORTE DE OAXACA**

ROSARIO RAMÍREZ SANTIAGO

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2015

La presente tesis titulada: **ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO BAJO MANEJO FORESTAL EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA** realizada por la alumna: **ROSARIO RAMÍREZ SANTIAGO** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**DOCTORA EN CIENCIAS
FORESTALES**

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dr. GREGORIO ANGELES PÉREZ

ASESOR




Dr. RICARDO CLARK TAPIA

ASESOR




Dra. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA

ASESOR



Dr. VÍCTOR MANUEL CETINA ALCALÁ

ASESOR



Dra. FRANCISCA CEPLIA PLASCENCIA ESCALANTE

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Mayo de 2015.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por su amor infinito y compañía eterna.

Al pueblo mexicano que con sus impuestos hace posible la labor del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Al Colegio de Postgraduados campus Montecillo por haberme permitido realizar mis estudios de doctorado y en especial al programa en Ciencias Forestales.

A los profesores del Programa en Ciencias Forestales por sus conocimientos y experiencias que contribuyeron en mi formación, así como al personal administrativo por su labor, especialmente a Lupita, Maru y el Dr. Victor Cetina.

A los miembros del consejo particular: Dr. Gregorio Ángeles, Dr. Ricardo Clark, Dr. Víctor Cetina, Dra. Ofelia Plascencia y Dra. Patricia Hernández por el conocimiento compartido y la cuidadosa revisión del presente trabajo.

Al Dr. Ricardo Clark por el apoyo e interés mostrado en la realización de este estudio.

Al Programa Ciencia Básica SEP CONACYT No. 180790.

A los Comisariados de Bienes Comunales de Capulalpam de Méndez, Santiago Xiacuí y La Trinidad por permitirme transitar por sus hermosos bosques. Además agradezco al personal técnico de la UZACHI, especialmente al Ing. Eusebio Roldán el interés y apoyo en el desarrollo de este estudio.

A mi familia, en especial a mi padre, Ing. Taurino Ramírez, por su grata compañía y apoyo en las salidas al bosque. Por supuesto, a mi madre, Sra. Yolanda Santiago, por suplirme en mis labores mientras me ausentaba de casa.

A Rufo por su simpatía natural y compañía en el bosque.

A mi querido amigo Rodolfo Juárez por su amistad y apoyo invaluable en la fase de campo.

A todos los estudiantes y egresados de la Universidad de La Sierra Juárez por su apoyo en la toma de datos y por los momentos agradables que pasamos.

A mi estimada María Asunción Guillermo y a Juvenal Aragon por su ayuda en la identificación de especies vegetales. Así como a mi querida amiga Dawn Rodríguez por su valioso apoyo en la traducción de algunas secciones de este documento.

A Adela Hernández por su amistad y colaboración durante este tiempo.

A todas mis amigas y amigos con los que conviví durante mi estadía en Texcoco por su grata compañía, apoyo, solidaridad y las incontables risas que me regalaron, lo que hizo más amena mi estancia en el Colegio de Postgraduados. Además, con cariño agradezco la amistad de mis compañeros de la generación otoño 2010, la cual ha trascendido fuera del Colegio de Postgraduados. “Doy gracias a mi Dios siempre que me acuerdo de vosotros. Orando siempre con gozo por cada uno. Los llevo en el corazón” (Filipenses: 3-4, 7).

"Quien educa a un hombre educa a un individuo, pero quien educa a una mujer educa a un pueblo" (Mahatma Gandhi)

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mí querido Dios, a quién agradezco entre muchas otras cosas esa maravillosa creación llamada naturaleza y el permitirme disfrutarla. Esperando que aún quede mucho más por recorrer y gozar en tu compañía.

Con respeto y amor dedico este trabajo a mí querida familia, especialmente a mis padres, Ing. Taurino Ramírez y Sra. Yolanda Santiago, por su amor incondicional, alegría y vitalidad que nos brindan cada día; por ser como son, nada más ni nada menos. Les agradezco infinitamente su apoyo y confianza hacia mi persona.

Por supuesto, esta dedicatoria también es para el ser más importante en mi vida y mi mayor bendición, mi amado hijo Mariano, quién me llena de alegría y vitalidad con su presencia. A quién agradezco la paciencia y comprensión que me ha mostrado durante este tiempo y con quién tengo una deuda por el tiempo que le he negado durante este proceso.

No puedo dejar de mencionar a mis queridos sobrinos, Tavito y Vedani, por compartir la alegría de su existencia conmigo y hacernos sentir parte de una familia nuclear más grande. También dedico este trabajo a mi querida cuñada, M.C. Angélica Montes, por sus palabras de aliento y apoyo hacia nosotros.

Por último, quiero extender esta dedicatoria a mis queridas amigas de toda la vida: Miriam Díaz, María Isabel Pérez y a mí casi alma gemela Lorena Ninel Estrada. Para ustedes dejo esta frase: En todo tiempo ama el amigo, y es como un hermano en tiempo de angustia” (Proverbios 17:17).

Con profundo amor

Rosario

CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	XI
LISTA DE ANEXOS	XIV
RESUMEN GENERAL.....	XVI
ABSTRACT.....	XVIII
CAPÍTULO 1 . INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.2 OBJETIVOS.....	5
1.2.1 Objetivo general	5
1.2.2 Objetivos específicos.....	5
CAPÍTULO 2 . ESTRUCTURA Y DEMOGRAFÍA DE RODALES MIXTOS BAJO APROVECHAMIENTO FORESTAL EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO	7
2.1 RESUMEN.....	7
2.2 ABSTRACT	8
2.3 INTRODUCCIÓN	9
2.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS	11
2.4.1 Objetivo general	11
2.4.2 Objetivos específicos.....	11
2.4.3 Hipótesis	11
2.5 METODOLOGÍA	12
2.5.1 Área de estudio	12
2.5.2 Trabajo de campo	13
2.5.3 Análisis de datos.....	14
2.6 RESULTADOS.....	15
2.6.1 Estructura diamétrica.....	15
2.6.2 Tasas demográficas.....	19

2.6.3 Incremento Medio Anual en volumen (IMA).....	22
2.7 DISCUSIÓN.....	22
2.7.1 Estructura diamétrica.....	22
2.7.2 Tasas demográficas.....	25
2.7.3 Incremento medio anual en volumen (IMA)	27
2.8. CONCLUSIONES	28
CAPÍTULO 3 .DIVERSIDAD DE ÁRBOLES DE UN BOSQUE MIXTO BAJO MANEJO FORESTAL EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA	30
3.1 RESUMEN.....	30
3.2 ABSTRACT	31
3.3 INTRODUCCIÓN	32
3.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS	33
3.4.1 Objetivo General.....	33
3.4.2 Objetivos específicos.....	33
3.4.3 Hipótesis	34
3.5 METODOLOGÍA	34
3.5.1 Análisis de datos.....	34
3.6 RESULTADOS.....	39
3.6.1 Riqueza de especies.....	39
3.6.2 Diversidad Alfa.....	40
3.6.3 Índices de similitud.....	42
3.6.4 Índice de valor de importancia	44
3.7 DISCUSIÓN.....	46
3.7.1 Riqueza de especies	46
3.7.2 Diversidad alfa.....	48

3.7.3 Índices de similitud.....	51
3.7.4 Índice de valor de importancia	51
3.8 CONCLUSIONES	53
CAPÍTULO 4 EFECTOS DEL MANEJO FORESTAL EN LA REPOBLACIÓN Y CRECIMIENTO DE ESPECIES DE PINO EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO.....	55
4.1 RESUMEN.....	55
4.2-ABSTRACT	56
4.3 INTRODUCCIÓN	57
4.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS	58
4.4.1 Objetivo general	58
4.4.2 Objetivos específicos	58
4.4.3 Hipótesis	58
4.5 METODOLOGÍA	59
4.5.1 Área de estudio	59
4.5.2 Trabajo de campo	60
4.5.3 Análisis de datos.....	61
4.6 RESULTADOS.....	62
4.6.1 Banco de semillas del suelo.....	62
4.6.2 Emergencia y supervivencia del primer año.....	63
4.6.3 Supervivencia acumulada.....	66
4.6.4 Tasas de crecimiento	68
4.7 DISCUSIÓN.....	71
4.7.1 Banco de semillas del suelo.....	71
4.7.2 Emergencia y supervivencia de plántulas del primer año	72
4.7.3 Supervivencia acumulada.....	75

4.7.4 Tasas de crecimiento	77
4.7.5 Consideraciones finales	78
4.8 CONCLUSIONES	79
CAPÍTULO 5 REPOBLACIÓN NATURAL Y CARACTERÍSTICAS DEL SUELO DEL BOSQUE DE CONÍFERAS Y LATIFOLIADAS DE SANTIAGO XIACUÍ, OAXACA ...	81
5.1 RESUMEN.....	81
5.2 ABSTRACT	82
5.3 INTRODUCCIÓN	83
5.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS	85
5.4.1 Objetivo general	85
5.4.2 Objetivos específicos	85
5.4.3 Hipótesis	85
5.5 METODOLOGÍA	86
5.5.1 Área de estudio	86
5.5.2 Trabajo de campo	87
5.5.3 Análisis de datos	88
5.6 RESULTADOS	90
5.6.1 Lluvia de semillas, banco de semillas y potencial de germinación	90
5.6.2 Emergencia y sobrevivencia de plántulas.....	93
5.6.3 Características físicas y químicas del suelo.....	93
5. 7 DISCUSIÓN.....	94
5.7.1 Lluvia de semillas, banco de semillas y potencial de germinación	94
5.7.2 Emergencia y sobrevivencia de plántulas del primer año	97
5.7.3 Características físicas y químicas del suelo.....	99
5.8 CONCLUSIONES	102

CAPÍTULO 6 DISCUSIÓN GENERAL	104
CAPÍTULO 7 LITERATURA CITADA	109
ANEXOS	125

LISTA DE CUADROS

Cuadro 2.1. Parámetros estructurales por condición y año de medición (individuos con dap >10 cm) en rodales mixtos bajo manejo forestal en la Sierra Norte de Oaxaca.	17
Cuadro 2.2. Tasas de mortalidad e incorporación, por clase diamétrica para el BR, SG y AP para todo el conjunto de especies (pinos y latifoliadas) de rodales mixtos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.	20
Cuadro 2.3. Tasa de mortalidad y de incorporación, por clase diamétrica para el grupo de pinos del BR, SG y AP en de rodales mixtos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.....	21
Cuadro 3.1. Riqueza y diversidad de árboles (dap > 10 cm) en rodales bajo diferentes condiciones de manejo forestal en Capulalpam de Méndez, Oaxaca.	40
Cuadro 3.2. Valores de t, grados de libertad (gl) y nivel de significancia para individuos con dap > 10 cm para las condiciones del bosque evaluadas en el año 2007 y 2012 en sitios permanentes ubicados en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	42
Cuadro 3.3. Índices de similitud de Jaccard y Sørensen basados en la presencia-ausencia de especies. Resultados presentados para la medición del año 2007.	43
Cuadro 3.4. Índices de similitud de Jaccard y Sorensen basados en la presencia-ausencia de especies. Resultados presentados para la medición del año 2012.	43
Cuadro 3.5. Especies de árboles (>10 cm de dap) con mayor Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje en el BR para el año 2007 y 2012, en la Sierra Norte de Oaxaca.	44
Cuadro 3.6. Especies de árboles (>10 cm de dap) con mayor Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje en áreas bajo el tratamiento silvícola de SG para el año 2007 y 2012, en la Sierra Norte de Oaxaca.....	45
Cuadro 3.7. Especies de árboles (>10 cm de dap) con mayor Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje en áreas bajo el tratamiento silvícola de AP para el año 2007 y 2012, en la Sierra Norte de Oaxaca.....	46
Cuadro 4.1. Densidad promedio por hectárea (+ desviación estándar) de la emergencia y supervivencia de plántulas de pino de primer año y sus causas de mortalidad en áreas intervenidas con corta de regeneración en matarrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.....	64

Cuadro 4.2. Densidad promedio por hectárea (+ desviación estándar) de la supervivencia acumulada de individuos de pino y sus causas de mortalidad en áreas intervenidas con corta de regeneración en matarrasa con y sin quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.....	67
Cuadro 4.3. Valores promedio de los parámetros evaluados en la repoblación natural y plantada de especies de pino en áreas tratadas con matarrasa con y sin quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca. (Diámetro 1= primera medición; Diámetro 2=segunda medición; Lo mismo aplica para la variable altura).....	69
Cuadro 5.1. Número promedio de semillas dispersadas, viabilidad y porcentaje de germinación de Pinus sp. por hectárea por cada condición evaluada en Santiago Xiacuí, Oaxaca.....	91
Cuadro 5.2. Número promedio de semillas, viabilidad y germinación de Pinus sp. en el banco de semillas del piso forestal, por hectárea y condición evaluada en Santiago Xiacuí, Oaxaca.....	91
Cuadro 5.3. Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje para grupos de especies del bosque en Santiago Xiacuí, Oaxaca.....	93
Cuadro 5.4. Propiedades físicas y químicas del suelo en tres diferentes condiciones del bosque templado en Xiacuí, Oaxaca (Medias+E.E.).....	94

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Distribución diamétrica de pinos y latifoliadas (PL) y para el grupo de pinos por condición de manejo y por año de medición (individuos con $dap \geq 10$ cm) en el bosque templado de Capulalpam de Méndez, Oaxaca. En el grupo de pinos del bosque de referencia el eje “y” es diferente al resto de los paneles.	18
Figura 4.1. Número de semillas por hectárea de especies de pinos en áreas tratadas con corta de regeneración a matarrasa con quema de residuos (CQ) y sin quema (SQ) en el bosque templado de La Trinidad Ixtlán, Oaxaca.	63
Figura 4.2. Emergencia y supervivencia de plántulas de especies de pino durante el primer año de evaluación en sitios con corta de regeneración a matarrasa; con quema (a) y sin quema (b) de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.	65
Figura 4.3. Supervivencia de plántulas del primer año de especies de pino en sitios con corta de regeneración a matarrasa con quema (CQ) y sin quema (SQ) de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.	66
Figura 4.4. Curvas de supervivencia acumulada de individuos de <i>Pinus</i> sp. para la corta de regeneración a matarrasa con quema (CQ) y sin quema (SQ) en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca. .	68
Figura 4.5. Tasas de crecimiento absoluto y relativo en diámetro (mm) y altura en (cm) en áreas tratadas con matarrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($\alpha \leq 0.05$). TCA y TCR DB= tasas de crecimiento absoluta y relativa para el diámetro basal (mm); TCA y TCR ALT= tasas de crecimiento absoluta y relativa para la altura (cm).	70
Figura 5.1. Número y condición de semillas halladas en 15 trampas de $0.5m^2$ por cada condición evaluada en un gradiente ambiental bajo manejo forestal en Santiago Xiacuí, Oaxaca.	92

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Ecuaciones utilizadas para obtener los parámetros del bosque templado del área de estudio ubicada en la Sierra Norte de Oaxaca.	125
Anexo B. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasas de mortalidad e incorporación, por clase de tamaño para el grupo general del BR en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	127
Anexo C. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo de pinos del BR en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	128
Anexo D. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo general de SG en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	129
Anexo E. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo de pinos en SG en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	130
Anexo F. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo general de AP en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	131
Anexo G. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo de Pinos en AP en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	132
Anexo H. Curvas de acumulación de especies de árboles (>10 cm de dap), observadas y predichas, con el modelo de Clench para el bosque de referencia (BR) en el año 2007 (a) y en el año 2012 (b) en el bosque mixto bajo aprovechamiento forestal de Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	134
Anexo I. Curvas de acumulación de especies de árboles (>10 cm de dap), observadas y predichas, con el modelo de Clench para el bosque de selección grupal (SG) en el año 2007 (c) y en el año 2012 (d) en el bosque mixto bajo aprovechamiento forestal de Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	134
Anexo J. Curvas de acumulación de especies de árboles (>10 cm de dap), observadas y predichas, con el modelo de Clench para la condición de árboles padre (AP) en el año 2007 (e) y	

en el año 2012 (f) en el bosque mixto bajo aprovechamiento forestal de Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	135
Anexo K. Especies arbóreas (dap > 10 cm) y su densidad (ind ha ⁻¹) para el año 2012, registradas en el bosque mixto de coníferas y latifoliadas de Capulalpam de Méndez, Oaxaca.	135
Anexo L. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2007 (dap >10 cm) del bosque de referencia (BR) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	139
Anexo M. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2012 (dap >10 cm) del bosque de referencia (BR) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	143
Anexo N. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2007 (dap >10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de selección grupal (SG) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	147
Anexo O. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2012 (dap >10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de selección grupal (SG) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.	149
Anexo P. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2007 (dap >10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de árboles padre (AP) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.....	151
Anexo Q. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2012 (dap >10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de árboles padre (AP) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.....	152

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO BAJO MANEJO FORESTAL EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA

Rosario Ramírez Santiago

Colegio de Postgraduados, 2015

RESUMEN GENERAL

La evaluación y el monitoreo son un requisito fundamental en bosques bajo manejo forestal, ya que su aplicación permite identificar cambios debido a las operaciones silvícolas y cuáles son sus efectos sobre los componentes del ecosistema. Para llevar a cabo este estudio se planteó el objetivo general de analizar la estructura, la diversidad de especies y la dinámica de la comunidad del bosque mixto bajo manejo forestal en la Sierra Norte de Oaxaca. La estructura, diversidad, demografía y crecimiento del componente arbóreo (≥ 10 cm dap) se analizó mediante la remediación de 29 sitios permanentes ubicados en rodales intervenidos con los métodos de regeneración de árboles padre (AP) y selección grupal (SG), además de un área sin intervención silvícola reciente (Bosque de Referencia-BR). Los resultados revelaron que SG y AP presentaron un crecimiento acelerado y mostraron similitudes en cuanto a características estructurales y de diversidad. Sin embargo, SG presentó características que compartió con el BR, como una distribución diamétrica más amplia y un mayor número de individuos de latifoliadas de diámetros grandes. Se concluyó que en el área de estudio el manejo intensivo que incorpore características de bosques maduros es lo más conveniente y recomendable. Por otra parte, para conocer la dinámica de la repoblación natural y plantada en áreas intervenidas con el método de matarrasa en franjas, se ubicaron al azar ocho sitios temporales de 100 m². Cuatro de los cuales se establecieron en un área de matarrasa donde se aplicó una quema de residuos. Dentro de estos sitios se registró la emergencia, supervivencia y crecimiento de las especies de pinos, y en cuadros de 1m² se analizó el banco de semillas. El banco de semillas del suelo y el número de plántulas que emergieron fue menor en el área con quema, a su vez la probabilidad de supervivencia observada no fue estadísticamente diferente entre las áreas con quema y sin quema de residuos. La respuesta de las tasas de crecimiento fue variable. La tasa de crecimiento absoluto en altura de la repoblación plantada y natural fue más elevada en el área con quema. Las tasas de crecimiento absoluto y relativo en diámetro fueron mayores en el área sin quema. La

quema de residuos puede no ser una práctica necesaria para fomentar la repoblación natural de especies de pino, por el contrario, puede producir efectos adversos en el reclutamiento de nuevos individuos.

Por otro lado, se analizó la repoblación natural de especies de pino en tres condiciones generadas después del aprovechamiento del bosque (bosque, borde y matarrasa). Para lo cual se establecieron en cada condición 15 trampas de 0.5 m² para cuantificar la cantidad de semillas dispersadas; a cada lado de las trampas, se delimitaron dos cuadros de 1 m² para registrar la emergencia de plántulas y analizar el banco de semillas. Las semillas se clasificaron en llenas y vanas. También se tomaron muestras de suelo en las tres condiciones evaluadas. La densidad de semillas diseminadas fue menor en la condición de matarrasa en comparación con las otras dos condiciones. Aunque en general la proporción de semillas llenas y el porcentaje de germinación fueron bajos. El banco de semillas en la condición de matarrasa, presentó una de las mayores proporciones de semillas llenas y el porcentaje de germinación más elevado en comparación a las otras dos condiciones evaluadas. La emergencia de plántulas fue escasa en toda el área de estudio. A su vez, las propiedades físicas y químicas del suelo no fueron afectadas por la corta de regeneración aplicada por lo que el piso forestal es apto para el desarrollo de la repoblación de especies arbóreas de interés comercial.

Un mayor conocimiento de la repoblación de especies de pinos podría permitir una planeación del manejo forestal más acorde con su ciclo reproductivo y sus requerimientos ambientales. El desarrollo de nuevas masas forestales a través de la aplicación de matarrasa con plantación inmediata, ha sido exitosa en el área de estudio. Aunque métodos como el de selección grupal no solo han permitido el desarrollo de la masa forestal con incrementos en volumen comparable a los obtenidos con métodos regulares, sino también el mantenimiento de atributos estructurales y de diversidad biológica, semejantes a los encontrados en áreas cercanas sin intervención silvícola. Sin embargo, es necesario considerar la generación de un mayor conocimiento del proceso de repoblación natural de las especies de pino para fomentar su uso y utilizar la plantación solo en forma complementaria.

Palabras Clave: distribución diamétrica, mortalidad, incorporación, diversidad alfa, lluvia de semillas, banco de semillas, supervivencia, tasas de crecimiento.

STRUCTURE AND DYNAMICS OF A PINE-OAK FOREST UNDER FOREST MANAGEMENT IN THE SIERRA NORTE OF OAXACA

Rosario Ramírez Santiago

Colegio de Postgraduados, 2015

ABSTRACT

Evaluation and monitoring are a fundamental requirement in forests under forest management, as their application permit us to identify changes due to silvicultural operations and the effects they have on ecosystem components. The general objective of this study was to analyze the structure, species diversity, and the dynamics of a mixed forest community under forest management in a part of the Sierra Norte of Oaxaca. Structure, diversity, demography and tree growth (>10 cm dbh) were analyzed using the remeasurement of 29 permanent plots located in forest stands harvested under seed tree (ST) and group selection (GS) methods, as well as an unharvested reference forest (BR). Results revealed that GS and ST presented an accelerated growth and showed similarity in structural characteristics and diversity. Nevertheless, GS shared characteristics with BR, such as a wider diametric distribution and a higher number of broadleaved individuals with large diameter. In conclusion, in the study site intensive management that incorporates mature forests characteristics is most recommended and convenient. On the other hand, to better understand the dynamics of natural and planted regeneration in harvested areas using the regeneration method of clear-cut in stripes, eight temporary sites of 100 m² were randomly selected. Four were established in clear-cut areas where forest residues were piled and burned as a site preparation method. Within these sites the emergence, survival and growth of seedlings of pine species were registered. The seed bank was analyzed in quadrats of 1 m². The number of seeds in the seed bank and the number of emerged seedlings were lower in the burned area. The observed probability of survival was not statistically different between burned and unburned areas. Growth rate results were variable. The absolute growth rate of seedling height of the planted and natural regeneration populations was higher in burned areas. According to my results burning harvest residues is not a necessary practice to promote the natural regeneration of pine species. On the contrary, it can produce adverse effects to recruitment of new individuals.

The natural regeneration of pine species in three conditions generated after forest harvest (forest interior, forest edge, and clear-cut) was analyzed. In each condition 15 tramps of 0.5 m² were established to count the quantity of dispersed seeds. Two quadrats of 1 m² on each side of the tramps set to register seedling emergence and to analyze the seed bank. The seeds were classified as “sound” and “empty”. Soil samples were also taken in the three evaluated conditions. The density of disseminated seeds was less in the clear-cut condition compared to the other two. Although in general, the proportion of “sound” and “empty” seeds and the percentage of germination was low for the three conditions. The seed bank in the clear-cut showed higher proportions of “sound” seeds and a higher percentage of germination than the forest edge and forest interior. The seedling emergence was scarce in all of the study area. The physical and chemical properties of the soil were not affected by the regeneration cut applied because the forest floor is suitable for the development of commercial pine species after the clear-cut.

A better understanding of the pine species regeneration could permit an improved forest management planning in accordance to their reproductive cycle and environmental requirements. The development of new forest stands through the application of clear-cut with immediate plantations has been successful in the study area. Although methods, such as group selection has not only permitted the development of forest stands with comparable volume increments as those obtained with regular methods, also it has allowed the maintenance of structural attributes and biological diversity, similar to those found in nearby areas without silviculture intervention. Nevertheless, it is necessary to consider the need of better understanding of the natural regeneration processes of pine species to promote their use and to utilize plantations only as complementary practice.

Key words: diameter distribution, mortality, demographic features, alpha diversity, seed rain, seed bank, survival, growth rates.

CAPÍTULO 1 . INTRODUCCIÓN GENERAL

Después de los matorrales desérticos de las zonas áridas de México, los bosques templados compuestos de coníferas y encinos son los de mayor extensión en el país (Challenger, 2003). Los bosques puros de *Pinus* sp., de *Quercus* sp. y de pino y encino, son los que predominan, aunque también están incluidos los de *Abies* sp., *Picea* sp., *Pseudotsuga* sp., entre otros (Challenger, 2003).

Los bosques de coníferas y encinos se ubican en las pendientes de los diversos sistemas montañosos de México: la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental; las cordilleras al este y oeste de México; el Eje Transversal Neo-volcánico, el cual reúne ambas cordilleras al centro del país; la Sierra Madre del Sur a lo largo de la costa del Pacífico en los estado de Guerrero y Oaxaca; y en el sur, la Sierra Madre de Chiapas y la Meseta de Chiapas, donde se inician nuevamente las cadenas montañosas, luego de la falla del Istmo de Tehuantepec (Cotler, 2003).

A diferencia de los bosques templados de mayores latitudes, los de México se caracterizan por albergar una gran diversidad biológica (Challenger, 2003). Se estima que México contiene el 50% (50 especies) de especies de pinos del mundo y cerca del 33% (200 especies) de las especies de encinos, además estos bosques contienen cerca de 7,000 especies de plantas¹. Por lo que los términos genéricos de bosque de pino y de pino-encino no reflejan adecuadamente la gran diversidad de estos bosques (Jardel, 2012).

Aunque la importancia de estos ecosistemas no se deriva únicamente de la diversidad, sino también de servicios ambientales como son la captación de humedad atmosférica y agua, participan en la recarga de mantos acuíferos, ayudan a fijar carbono, son el hábitat de diversas formas de vida silvestre (Challenger, 2003; Chapela, 2012; Del Castillo *et al.*, 2004; Jardel, 2012), entre otros. Además para las comunidades locales, los bosques de coníferas y encinos son fuente de materiales de construcción, plantas medicinales, proteína proveniente de la caza y forraje para el ganado (Chapela, 2012).

¹ <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado.html>

De la gran variedad de productos que proveen los bosques templados, la madera proveniente de las especies de pinos es uno de los productos económicamente más importantes en el país; de hecho, son la base de la mayor parte de la industria forestal en México (Challenger, 2003; Del Castillo *et al.*, 2004). Es importante mencionar que el 80% de las tierras forestales del país son propiedad de comunidades y ejidos, por lo que la extracción de madera representa una importante fuente de ingresos (Bray y Merino, 2004), de aquí que los bosques de coníferas y encinos también sean relevantes desde el punto de vista social y cultural.

A pesar de su importancia ecológica, económica y social, los bosques de coníferas y encinos han sido de los más afectados por los asentamientos humanos y por las actividades de producción primaria, como la agricultura y el aprovechamiento de madera que se realiza de manera ilegal (Challenger, 2003). No obstante, el manejo forestal regulado ha sido la mejor forma de aprovechar y conservar los bosques templados, frente a otras actividades como las agrícolas o pecuarias (Del Castillo *et al.*, 2004).

De acuerdo con Chapela (2012) la mayoría de los bosques de México han sido intervenidos con fines productivos, correspondiendo a los denominados bosques secundarios o de segundo crecimiento (Castellanos *et al.*, 2008); denominados así debido a que su estructura y/o composición han sido modificadas.

En general, el manejo forestal que se ha llevado a cabo en México, así como en otros países con bosques templados intervenidos, se ha enfocado en un objetivo, la producción de madera (Puettmann *et al.*, 2009). Esto reduce la diversidad de los componentes del sistema, alteran sus interacciones, y así limitan las opciones para que los ecosistemas cambien; haciendo menos probable que puedan proveer de una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos a través de los procesos de adaptación (Messier y Puettmann, 2011). Por lo que conceptos como corta anual permisible, manejo de la densidad, rendimiento y producción sostenible, manejo del rodal, entre otros, predominan en el manejo forestal tradicional (Aguirre, 1997; Rist and Moen, 2013). Lo anterior constituye apenas un marco de referencia para la toma de decisiones sobre el manejo del componente arbóreo en los ecosistemas y deja de lado temas como la conservación y manejo de la diversidad biológica (Aguirre, 1997).

El conocimiento de los factores ambientales y su heterogeneidad, así como los procesos ecológicos que determinan la composición, diversidad biológica y estructura de la vegetación, es un aspecto básico para el manejo forestal, ya que estos factores y procesos influyen no solo en la presencia, distribución, abundancia y productividad de las especies consideradas como recursos, sino también en la respuesta de la vegetación –y el ecosistema forestal en su conjunto– a las intervenciones de manejo (Jardel, 2012). El conocimiento de estos aspectos son una condición básica para la toma de decisiones sobre el manejo y su adecuado conocimiento es necesario para garantizar una gestión sostenible de masas forestales destinadas a la producción maderable (Corral *et al.*, 2005).

En base a lo anterior, una definición más adecuada del manejo forestal que considera los aspectos mencionados ha sido propuesta por Rist y Moen (2013) que define el manejo forestal como “La administración y el uso del bosque y de las tierras forestales, a una tasa, que mantenga su diversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial de satisfacer ahora y en el futuro funciones relevantes ecológicas, económicas y sociales a nivel local, nacional y global”.

Aguirre (1997) menciona que conforme se integran al manejo forestal procesos ecológicos y factores físicos adicionales, surgen numerosas interrogantes que representan necesidades de investigación. En concordancia con Challenger (2003) que considera que uno de los retos en los bosques templados, además de asegurar que el aprovechamiento forestal se lleve a cabo de forma sustentable, dada la enorme carencia de información, es la investigación básica sobre las especies forestales maderables y no maderables, sus ciclos de vida, entre otros aspectos.

En el estado de Oaxaca se localiza la región de la Sierra Norte, reconocida como de prioridad nacional debido a la diversidad de especies que alberga y al estado de conservación que guardan los diferentes ecosistemas que ahí se encuentran (Arriaga *et al.*, 2000). La región posee 23 de las 52 especies de encinos registradas en el estado de Oaxaca, lo que la hace la región con mayor riqueza de especies de este género (Valencia y Nixon, 2004). Además, el bosque templado de la Sierra Norte posee al menos 21 especies de las 24 especies de coníferas reportadas para el Estado de Oaxaca, siendo una de las regiones con mayor riqueza de especies de este grupo (Del Castillo *et al.*, 2004). Dinerstein *et al.* (1995) consideran al bosque templado de la Sierra Norte como

sobresaliente a nivel global y de máxima prioridad regional, ya que es uno de los bosques subtropicales de coníferas y latifoliadas más diversos y complejos del mundo.

Además, la región es el territorio de varias comunidades rurales e indígenas de la etnia chinateca, mixe y zapoteca, que son las de mayor representación. Algunas de estas comunidades basan su economía en el aprovechamiento forestal comercial principalmente de especies de *Pinus*, siendo esta actividad la que mejor ha garantizado la conservación de los bosques de coníferas y encinos cuando es sustentable (Del Castillo *et al.*, 2004).

Por otro lado, el bosque templado de la Sierra Norte ha sido objeto de la extracción comercial de madera de pino desde hace poco más de 70 años. Durante casi cuatro décadas el manejo forestal se llevó a cabo principalmente a través de la empresa paraestatal FAPATUX (Fábricas de Papel Tuxtepec). Posteriormente, en la década de 1980, las comunidades de la región tomaron el control del manejo forestal estableciendo sus propias empresas.

A pesar de varias décadas de manejo forestal y de la diversidad biológica que posee el bosque templado de la Sierra Norte, la realización de estudios y el monitoreo de los efectos de esta actividad sobre el bosque y sus componentes ha sido escasa. A partir de la década del año 2000 ha sido más frecuente que estudios sobre el manejo forestal incluyan la evaluación de sus efectos en la estructura, composición y diversidad del bosque de coníferas y encinos (Mathews, 2003; Ramírez, 2005; Hernández, 2007; Castellanos *et al.*, 2008; Zacarías y Del Castillo, 2010; Jiménez, 2014; Luna, 2014). No obstante, los estudios sobre la demografía del bosque aún son escasos, al igual que aquellos que consideran el análisis del ciclo reproductivo de las especies forestales y el proceso de repoblación natural en las áreas bajo manejo forestal. Por lo que para contribuir al conocimiento del bosque templado de la Sierra Norte se planteó este estudio.

El estudio se divide en cuatro temas que muestran los resultados registrados. El capítulo dos versa sobre la estructura, demografía y crecimiento de áreas bajo manejo forestal con corta de regeneración a través del método de selección grupal y de árboles padre, así como de áreas de conservación. El capítulo tres complementa la información del capítulo dos, abordando temas como el de diversidad alfa y beta, composición de especies e Índice de Valor de Importancia para especies de árboles del bosque de pino y encino en las áreas bajo manejo y de conservación

mencionadas. Para ello se utilizó una red de sitios permanentes establecidos en la comunidad de Capulalpam de Méndez en el año 2007 y que fueron medidos por segunda vez en el año 2012 dentro de este estudio.

En el capítulo cuatro se abordó el tema del proceso de repoblación en dos áreas intervenidas con el método de matarrasa en el año 2009 en la comunidad de La Trinidad. En una de las áreas, se aplicó una quema de residuos. Por lo que se hizo una comparación entre condiciones (con quema y sin quema), considerando el análisis del banco de semillas del suelo, la emergencia y sobrevivencia de plántulas de pino del primer año, así como la sobrevivencia acumulada, además se evaluó el crecimiento de la repoblación natural y plantada.

Por último, se analizó la lluvia de semillas, el banco de semillas del suelo, la emergencia y sobrevivencia de plántulas de pino del primer año, además de las características físicas y químicas del suelo de tres condiciones diferentes: el área de matarrasa, el borde y el bosque. Esta sección del estudio se llevó a cabo en la comunidad de Santiago Xiacuí y se localiza en el capítulo cinco de este documento.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo general

Analizar la estructura, la diversidad de especies y la dinámica de la repoblación del bosque templado bajo manejo forestal en la Sierra Norte del estado de Oaxaca.

1.2.2 Objetivos específicos

Evaluar los cambios en la estructura y en la demografía de rodales mixtos bajos diferentes condiciones de manejo forestal en Capulalpam de Méndez, en la Sierra Norte del estado de Oaxaca.

Caracterizar los cambios en la riqueza y diversidad arbórea del bosque de coníferas y latifoliadas en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca en diferentes condiciones de manejo en un periodo de cinco años.

Estudiar el proceso de repoblación natural y el crecimiento de especies de pino en una corta de regeneración a matarrasa con y sin aplicación de quema de residuos.

Analizar el proceso de repoblación natural y las características del suelo en un gradiente ambiental producto de la corta de regeneración de matarrasa.

CAPÍTULO 2 . ESTRUCTURA Y DEMOGRAFÍA DE RODALES MIXTOS BAJO APROVECHAMIENTO FORESTAL EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO

2.1 RESUMEN

Este estudio tuvo como finalidad evaluar los cambios en la estructura y en la dinámica de rodales mixtos intervenidos por el método de selección grupal (SG) y árboles padre (AP) en la Sierra Norte de Oaxaca, México. Se consideró también la evaluación de un bosque de referencia (BR) para comparar. Los datos provienen de la medición de 29 sitios permanentes establecidos en el año 2007 y con remediación en 2012. Los resultados indican que SG y AP presentaron un crecimiento acelerado, a pesar de la elevada densidad de individuos. Estos rodales no presentaron diferencias en cuanto a algunos elementos estructurales e incremento en volumen, lo cual fue atribuido a la aplicación de ambos métodos de regeneración con criterios silvícolas similares. Sin embargo, SG presentó una distribución diamétrica más amplia y un mayor número de individuos de latifoliadas de diámetros grandes, semejante al BR. Las características señaladas para BR describen un bosque mixto en etapa madura, contribuyendo a la conservación de bosques de este tipo en la región de estudio. El desarrollo de sistemas de manejo intensivo que incorpore características de bosques maduros debería ser considerado para maximizar la conservación de la biodiversidad y la producción de bienes y servicios.

Palabras Clave: rodal, manejo forestal, distribución diamétrica, características demográficas, tasa de mortalidad, tasa de supervivencia.

2.2 ABSTRACT

The purpose of this study was to evaluate the changes in tree structure and dynamics of mixed stands harvested using the methods of Group Selection (GS) and Seed Trees (ST) in the Sierra Norte of Oaxaca, México. A reference unharvested forest (UF) also was considered for comparison. Data come from the measurement of 29 permanent plots established in 2007 and remeasured in 2012. The results reveal that GS and ST showed an accelerated growth, despite of their high tree density. These stands did not showed differences on some structural elements and volume increment, which was attributed to the application of both regeneration methods with similar silvicultural criteria. Nonetheless, GS presented a more wide diametric distribution and a higher number of hardwood individuals with large diameters, similar to UF. The characteristics showed by UF describe a mature mixed forest, contributing to the conservation of forests type in the study region. The development of intensive management systems that incorporate mature forest features in temperate mixed forests should be considered to maximize biodiversity conservations and production of goods and services.

Key Words: stand, forest management, diametric distribution, demographic features, mortality rate, survival rate.

2.3 INTRODUCCIÓN

De todos los productos forestales, la extracción de madera desempeña un papel significativo en las economías locales de diversas partes del mundo (FAO, 2012). A nivel mundial, los sistemas silvícolas utilizados en los bosques templados para llevar a cabo el aprovechamiento de madera se dividen en dos grandes grupos: sistemas que generan rodales coetáneos y los que generan rodales incoetáneos (Oliver y Larson, 1990; Franklin *et al.*, 2002; Puettmann *et al.*, 2009). En México, estos sistemas silvícolas se aplican bajo dos métodos de manejo forestal: el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), que tiene a la corta de regeneración de selección como principal tratamiento silvícola, ya sea en forma grupal o individual (Solís *et al.*, 2006); y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), que se basa en la aplicación de cortas de regeneración, en conjunto con cortas intermedias de aplicación intensiva como los aclareos (Solís *et al.*, 2006).

Uno de los atributos del bosque que más se manipula para lograr los objetivos de manejo planteados y además, es la estructura la cual está directamente relacionada a la producción de madera (Franklin *et al.*, 2002). Esta, se puede describir mediante la distribución del número de árboles por clase diamétrica (Louman, *et al.*, 2001). La distribución diamétrica es particularmente importante por su estrecha relación con el volumen de madera, por lo que es un factor determinante en la productividad y planeación del manejo forestal (Álvarez y Ruíz, 1998) además de que permite tomar decisiones sobre los tratamientos silvícolas a aplicar (Muñoz *et al.*, 2012).

Por otra parte, en el desarrollo de un rodal están implicados cuatro procesos: el incremento o crecimiento individual de árboles, la mortalidad, la incorporación de árboles y la repoblación (Alder y Synnot, 1992). Los tres últimos componentes constituyen lo que se considera la demografía de un rodal que está muy relacionada a su estructura (Vilá *et al.*, 2011). La demografía está influenciada por factores como el clima, agentes bióticos, la etapa del desarrollo del rodal, la competencia, entre otros (Olano *et al.*, 2009; Das *et al.*, 2011; Vila *et al.*, 2011).

Por incorporación se entiende a aquellos árboles que, por efecto de su crecimiento, ingresan a una clase de medición mayor, se relaciona mucho con la repoblación, pero no son sinónimos

(Camacho, 2004). El conocimiento de la repoblación y la incorporación es esencial en proyecciones de producción a largo plazo (Alder y Synnot, 1992).

Por otro lado, la mortalidad de árboles es uno de los procesos más importantes y menos estudiados que involucra los principales cambios durante la evolución de un bosque joven a uno maduro (Franklin y Van Pelt, 2004; Lutz y Halpern, 2006; Hartmann *et al.*, 2008) y que está fuertemente influenciado por la competencia (Das *et al.*, 2011) y el tamaño de los árboles, ya que los árboles pequeños tienen mayores probabilidades de morir (Reyes y Comeau, 2014). Si bien esto es cierto para bosques en etapas de desarrollo juvenil, en bosques maduros puede dejar de ser un factor primario (Das *et al.*, 2011) ya que además de la competencia, los agentes bióticos también son importantes (Das *et al.*, 2011).

La mortalidad se encuentra muy relacionada a la tasa de crecimiento, lo que indica que ambas pueden verse afectadas por los mismos factores (Olano *et al.*, 2009; Vilá *et al.*, 2011; Reyes y Comeau, 2014). En árboles adultos el crecimiento se expresa normalmente en términos de volumen ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) (Alder y Synnot, 1992; Prodan *et al.*, 1997), considerando el periodo de tiempo, existen varias formas de estimarlo, una ellas es a través de la estimación del crecimiento medio anual o IMA (Prodan *et al.*, 1997).

Debido a lo anterior, el conocimiento sobre la estructura, demografía y crecimiento del bosque, así como de los efectos del aprovechamiento forestal sobre estos atributos, son una condición básica para la toma de decisiones sobre el manejo forestal (Corral *et al.*, 2005; Lutz y Halpern, 2006). Una herramienta útil que permite conocer estos efectos son los sitios permanentes de muestreo (SPM) (Corral *et al.*, 2012). Cuando no se cuenta con un sistema de este tipo es difícil llevar a cabo revisiones y modificaciones a los programas de manejo, o demostrar el nivel de impacto de las prácticas de aprovechamiento, perdiendo, por tanto, la oportunidad de establecer estrategias para su mejoramiento sistemático (Corral *et al.*, 2012).

En México, a diferencia de países como Canadá y Estado Unidos., que desde hace varias décadas han implementado redes de SPM (Rongxia *et al.*, 2011; Corral *et al.*, 2012), el uso de estos sitios es relativamente reciente (Corral *et al.*, 2012). Aunado a esto, en México son pocos los estudios sobre los efectos del manejo forestal sobre la estructura y diversidad en los bosques templados (Corral *et al.*, 2005; Solís *et al.*, 2006; Castellanos *et al.*, 2008; Hernández *et al.*, 2008).

En el área de estudio, ubicada dentro de la región de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca, a partir de la década del año 2000 ha sido cada vez más frecuente la realización de estudios sobre el manejo forestal y sus efectos en la estructura, composición y diversidad en el bosque mixto (Mathews, 2003; Ramírez, 2005; Hernández, 2007; Castellanos *et al.*, 2008; Zacarías y Del Castillo, 2010; Jiménez, 2014; Luna, 2014). Sin embargo, a excepción de Hernández (2007) ninguno de estos estudios ha utilizado la medición de sitios permanentes como una fuente de información; por lo que los estudios sobre la demografía de bosque son todavía más escasos.

El bosque mixto de la región ha estado sujeto al aprovechamiento comercial desde la década de 1940 (UZACHI, 2003), siendo de importancia económica para las comunidades indígenas que lo habitan. El manejo forestal ha sido la mejor forma de conservarlo, frente a otras actividades como las agrícolas o pecuarias (Del Castillo *et al.*, 2004), por estas razones se planteó el desarrollo de este estudio. El propósito general es contribuir al conocimiento sobre el manejo forestal y su efecto en algunos atributos del bosque de Capulalpam de Méndez.

2.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.4.1 Objetivo general

Evaluar los cambios en la estructura y en la demografía de rodales mixtos bajo diferentes condiciones de manejo forestal en Capulalpam de Méndez, en la Sierra Norte del estado de Oaxaca.

2.4.2 Objetivos específicos

Comparar la estructura y crecimiento de los rodales con cortas de regeneración de Selección Grupal y Árboles Padre, entre sí y con un bosque sin manejo, en un período de cinco años.

Describir la mortalidad y la incorporación de árboles adultos en tres condiciones diferentes de manejo forestal en el bosque mixto de Capulalpam de Méndez.

2.4.3 Hipótesis

La estructura y demografía de los rodales intervenidos por los métodos de regeneración de Selección Grupal (SG) y Árboles Padre (AP) difieren entre sí y con rodales sin manejo (Bosque de Referencia, BR).

2.5 METODOLOGÍA

2.5.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en el bosque mixto de la comunidad de Calpulalpan de Méndez del municipio del mismo nombre (17°18'21" N, 96°26'42" O), dentro de la región de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca, México (UZACHI, 2003). La altitud varía de 2000 a 3000 m (INEGI, 1984). Los suelos predominantes se han clasificado como litosoles, rendzinas y cambisoles de textura limosa (FAO-UNESCO, 1990). El clima según la clasificación de Köppen, modificado por García (1988), corresponde a C (w₂) (w): templado sub-húmedo, con régimen de lluvias en verano. La temperatura promedio anual es de 15.2 °C y la precipitación total anual es de 1,115 mm (Hernández, 2007).

La tenencia de la tierra de Capulalpam de Méndez es de tipo comunal. Esta comunidad posee una extensión territorial de 3,849 ha, de las cuales 2,557.51 ha se encuentran bajo manejo forestal, aprovechando anualmente de 2,000 a 3,000 m³ r.t.a de madera (UZACHI, 2003). El bosque mixto está conformado por especies arbóreas como *Pinus patula*, *P. pseudostrobus*, *P. ayacahuite*, *P. teocote*, *P. rudis*, *P. leiophylla*, *Quercus eugeniifolia*, *Q. scytophylla*, *Q. corrugata*, *Q. ocoteaefolia*, *Q. laurina*, *Q. crasifolia*, *Arbutus xalapensis*, *Alnus firmifolia*, *Oreopanax xalapensis*, *Ocotea helicterifolia*, *Persea americana*, *Symplocos pycnantha*, entre otras especies (UZACHI, 2003; Hernández, 2007).

En la década de 1950 el bosque de la comunidad de Capulalpam de Méndez, así como el de otras comunidades de la región de la Sierra Norte, por decreto presidencial fue concesionado por 25 años a la empresa Fábricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX) para el aprovechamiento de madera del género *Pinus*, utilizando el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) (UZACHI, 2003; Bray y Merino, 2004). A principios de la década de 1980 la concesión llegó a su fin y las comunidades indígenas recuperaron el control de sus bosques (Bray y Merino, 2004). Si bien el manejo forestal llevado a cabo por FAPATUX no ocasionó la pérdida de superficie forestal, si tuvo consecuencias como el cambio en la composición de especies, la escasa repoblación de pinos, además de que principalmente se extrajo arbolado con las mejores características (Negreros y Snook, 1984; Jardel, 1985; UZACHI, 2003; Bray y Merino, 2004).

Desde entonces, la comunidad de Capulalpam ha llevado a cabo la extracción de madera a través de la formación de una empresa forestal comunal (Bray y Merino, 2004). En 1993 se comenzó a utilizar el Método Desarrollo Silvícola (MDS) con la aplicación de cortas de regeneración de árboles padre, en combinación con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), utilizando como método de regeneración el de selección grupal. A partir del año 2003 el método de regeneración de árboles padre fue sustituido por el sistema de corta de regeneración de matarrasa en franjas (UZACHI, 2003).

2.5.2 Trabajo de campo

La información se obtuvo de 29 sitios permanentes de muestreo (SPM), establecidos en el año 2007 y su remediación en 2012. Los SPM se encuentran distribuidos en rodales donde se aplicaron de 1993 a 1995 los tratamientos silvícolas de cortas de regeneración de selección grupal (SG) (nueve sitios) y árboles padres (AP) (seis sitios), considerados como silvicultura de baja intensidad y silvicultura intensiva, respectivamente (Hernández, 2007). Además, se ubicaron 14 sitios en áreas catalogadas como de conservación y sin manejo forestal por algunas décadas, a las cuales se les denominó bosque de referencia (BR) (Hernández, 2007).

La silvicultura intensiva (AP) se aplica en rodales con pendientes relativamente moderadas y extensiones grandes de bosque de pino-encino, donde la superficie de cosecha oscila entre 1 a 2 ha (Hernández, 2007). El área de silvicultura de baja intensidad (SG) se utiliza en terrenos con pendientes abruptas, donde los pinos se presentan en manchones, y en donde la superficie intervenida oscila entre 0.3 y 0.75 ha (UZACHI, 2003). En ambos métodos, cuando la repoblación fue baja se complementó con reforestaciones de pino proveniente de semilla local (Hernández, 2007).

Cada SPM es de forma circular con una superficie de 1000 m², dentro de los cuales solo se consideró arbolado \geq a 10 cm de diámetro a la altura de pecho (dap) (Hernández, 2007). En cada individuo se midió el dap, la altura, se identificó las especies vegetales y se tomaron datos demográficos (muerto, vivo e incorporado). Posteriormente se calculó el área basal (m² ha⁻¹) y la densidad (No. de ind. ha⁻¹) por grupo de especies (pinos y latifoliadas-PL y pinos) y por condición (BR, SG y AP).

2.5.3 Análisis de datos

El análisis de datos se llevó a cabo considerando todo el conjunto de especies (pinos y latifoliadas-PL), y para el grupo de pinos en las tres condiciones evaluadas. Para el análisis de los parámetros estructurales de densidad (ind ha^{-1}), dap promedio (cm) y área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) además del grupo PL y de pinos, también se incluyó al grupo de latifoliadas por separado en las dos fechas de medición.

Con la finalidad de comparar estadísticamente los parámetros estructurales se aplicó un análisis de varianza y la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, con un nivel de significancia del 5%. Para analizar la estructura por tamaños, el intervalo de clase diamétrica fue definida cada 5 centímetros y los individuos ≥ 90 cm se agruparon en la misma clase. Posteriormente, se calculó por cada condición del bosque (SG, AP Y BR) el número promedio de individuos por hectárea.

El análisis de las tasas demográficas se hizo mediante el conteo del número de individuos por hectárea por clase diamétrica. De acuerdo a su categoría de supervivencia, los individuos se registraron como vivos, muertos e incorporados. La tasa de mortalidad (TM) se llevó a cabo en las clases diamétricas donde se registró mortalidad; la estimación se hizo utilizando la siguiente ecuación (Kubota *et al.*, 1994):

$$TM = \frac{m_{i2007}}{v_{i2012} + m_{i2007}}$$

v_{i2012} , es la densidad de individuos vivos del año 2012, y m_{i2007} , son los individuos muertos en un período de cinco años. La evaluación de la tasa de incorporación (TI) por clase diamétrica entre los años 2007 y 2012 se obtuvo de la forma siguiente (Godínez, 2007):

$$TI = \frac{v_{i2012} + in_{2012}}{v_{i2007}}$$

v_{i2012} es la densidad de individuos vivos en el 2012, sin los incorporados en ese año; v_{i2007} es la densidad de individuos vivos en el 2007, sin los muertos; in_{2012} , es la densidad de individuos incorporados en el 2012.

Por otra parte, para el cálculo de la tasa de incremento medio anual (IMA), se estimó el volumen de pinos y latifoliadas utilizando las ecuaciones desarrolladas para la región (TIASA, 2003) y basándose en el enfoque propuesto por Clark *et al.* (2001):

$$IMA = \frac{(\sum(vol_{2012} - vol_{2007})) + (\sum(vinc_{2012} - vol_{arb10}))}{t_2 - t_1}$$

vol_{2012} y vol_{2007} es el volumen de cada individuo medido en el año 2012 y 2007 respectivamente; $vinc_{2012}$ es el volumen de los individuos incorporados en el año 2012, y vol_{arb10} es el volumen que tendría un árbol de la misma especie con 10 cm de dap, divididos entre el periodo de medición. Los datos fueron anualizados y extrapolados a la hectárea. Posteriormente, se aplicó una prueba de comparación de medias utilizando LSD de Fisher, con un nivel de significancia del 5%.

En el Anexo A se presentan las fórmulas utilizadas para el cálculo de área basal, altura y volumen.

2.6 RESULTADOS

2.6.1 Estructura diamétrica

La distribución diamétrica del grupo PL para el BR, en ambas fechas de medición, tuvo una forma de “J” invertida, en la cual la densidad de árboles desciende conforme incrementa la clase diamétrica (Figura 2.1). El grupo de pinos para BR presentó una distribución diamétrica similar al grupo PL de SG, aunque las primeras cuatro clases diamétricas tienen proporciones de individuos similares entre sí. Además, en las clases diamétricas de 55, 65 y 90 cm se presentaron acumulaciones sobresalientes de individuos, tanto en el año 2007 como en el año 2012 (Figura 2.1). El BR se caracterizó por una baja densidad de pinos, principalmente en la clase diamétrica de 10 cm, donde sólo un 12% de la densidad promedio correspondió a individuos de este grupo (Figura 2.1) y el resto corresponde a individuos de especies de latifoliadas.

En las condiciones bajo manejo forestal, tanto en SG como en AP el grupo PL presentó en el año 2007 una distribución diamétrica de “J” invertida. En el caso de AP, esta distribución se mantuvo en el año 2012, pero con menos árboles en la clase de 10 cm (sólo 37% de la densidad total) y con un aumento en la densidad de las clases de 15 cm (31% de la densidad total) (Figura 2.1).

Con respecto a SG, en el año 2012 también se observó una disminución en la densidad de la clase de 10 cm (27% de la densidad total) y un aumento la densidad de la clase de 15 cm (con el 25% de la densidad total), mostrando una tendencia unimodal en la forma la distribución diamétrica. En SG y AP, el grupo de pinos presentó una distribución diamétrica de “J” invertida en la primera medición (Figura 2.1). En contraste, en el año 2012, la curva adquirió una forma unimodal sesgada a la derecha, con la clase de 15 cm como la clase moda y con una disminución en la densidad de individuos de la clase de 10 cm (Figura 2.1).

La prueba de Kruskal-Wallis reportó diferencias significativas entre BR y las condiciones bajo manejo (SG y AP) en la mayoría de los parámetros estructurales evaluados (Cuadro 2. 1). En todos los casos SG y AP no mostraron diferencias estadísticas entre sí. En estas dos últimas condiciones, el grupo de pinos se ha visto favorecido por el aprovechamiento forestal, siendo dominante en área basal y densidad en los dos periodos de medición. En el BR el grupo de latifoliadas tuvo la mayor densidad con respecto al grupo de pinos, en ambos periodos de medición. Por el contrario, en la misma condición de BR el grupo de especies de pino posee más del 60% del área basal, pero su densidad sólo representó el 34% (Cuadro 2. 1) en ambas fechas evaluadas.

Cuadro 2.1. Parámetros estructurales por condición y año de medición (individuos con dap ≥ 10 cm) en rodales mixtos bajo manejo forestal en la Sierra Norte de Oaxaca.

Grupo de Especies	Condición	Densidad (No. de ind. ha ⁻¹)	Dap Promedio (cm)	Área Basal (m ² ha ⁻¹)
Pinos	BR 2007	317 a	43.59 b	44.15 a
	SG 2007	973 b	18.04 a	27.63 a
	AP 2007	1068 b	15.50 a	38.27 a
Latifoliadas	BR 2007	644 b	19.90 a	26.98 b
	SG 2007	156 a	18.89 a	10.50 a
	AP 2007	78 a	16.04 a	2.14 a
Pinos y latifoliadas	BR 2007	961 a	25.81 b	71.13 b
	SG 2007	1129 a	18.02 a	38.13 a
	AP 2007	1147 a	15.53 a	40.41 a
Pinos	BR 2012	311 a	46.27 b	50.50 a
	SG 2012	959 b	21.72 a	35.50 a
	AP 2012	1127 b	18.11 a	32.41 a
Latifoliadas	BR 2012	634 b	20.80 b	30.76 b
	SG 2012	178 a	18.44 ab	8.58 a
	AP 2012	144 a	14.46 a	3.57 a
Pinos y latifoliadas	BR 2012	945 a	27.15 b	81.26 b
	SG 2012	1137 ab	20.79 a	44.08 a
	AP 2012	1271 b	17.77 a	35.98 a

Letras distintas dentro de las columnas indican diferencias estadísticas significativas entre condiciones de manejo ($p \leq 0.05$)

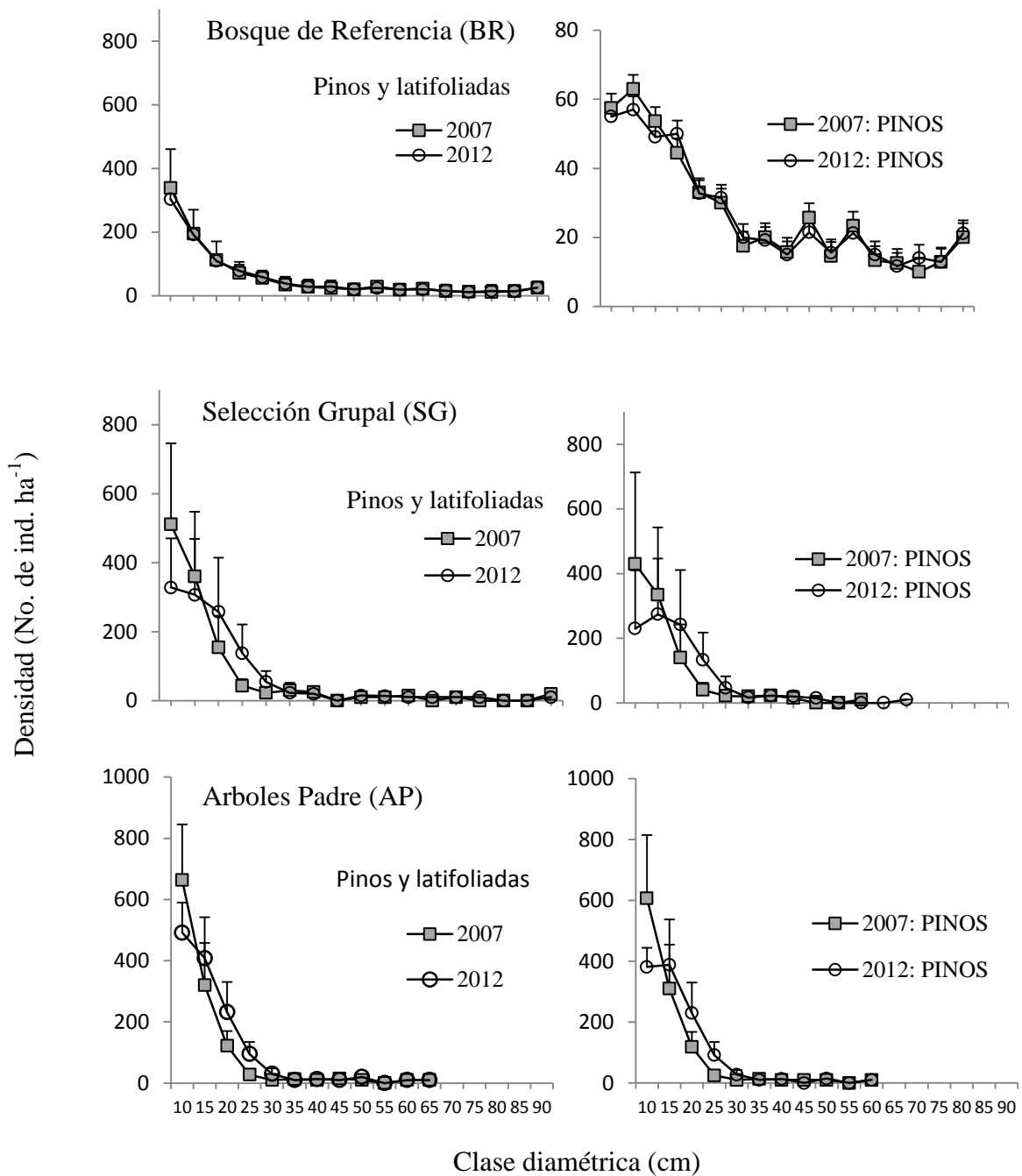


Figura 2.1. Distribución diamétrica de pinos y latifoliadas (PL) y para el grupo de pinos por condición de manejo y por año de medición (individuos con dap \geq 10 cm) en el bosque templado de Capulalpam de Méndez, Oaxaca. En el grupo de pinos del bosque de referencia el eje “y” es diferente al resto de los paneles.

2.6.2 Tasas demográficas

La tasa de mortalidad (TM) en las tres condiciones del bosque evaluadas, tanto en el grupo PL como para el grupo de pinos, fue menor a uno en todas las clases. Este valor se considera una tasa de mortalidad baja (Cuadro 2.2 y 2.3), no obstante, el patrón de mortalidad es diferente en las tres condiciones de manejo evaluadas. La TM en el grupo PL y en el grupo de pinos del BR, se presentó en individuos de clases diamétricas pequeñas así como en individuos de clases diamétricas mayores. Las clases diamétricas de 10 cm en las condiciones bajo manejo forestal (SG y AP) fueron las más afectadas por la mortalidad, lo cual es más visible en el grupo de especies de pino.

En el BR la tasa de incorporación (TI) del grupo PL no muestra cambios importantes en la densidad de las clases diamétricas, aunque TI elevadas (>1) se presentan en las clases de 45, 70 y 75 cm (Cuadro 2.2), evidenciado un aumento en la densidad de árboles de mayor tamaño. Algo similar sucede en la TI del grupo de pinos para las mismas clases de tamaño (Cuadro 2.3). En cambio, para la TI del grupo de pinos de la clase diamétrica de 10 cm, se obtuvieron valores menores a uno reflejando una disminución de la densidad entre los periodos de medición.

En el grupo PL y el grupo de pinos de SG y AP, la TI fue <1 en las clases diamétricas más pequeñas (Cuadro 2.2 y 2.3), lo que significa una disminución en la densidad de individuos o una escasa incorporación de nuevos individuos. Por el contrario, se encontraron valores elevados de TI (Cuadro 2.2 y 2.3) en las clases diamétricas intermedias (20, 25, 30 y 35), lo que es todavía más evidente en el grupo de pinos. Lo anterior refleja un aumento en la densidad de las mismas por la incorporación de individuos desde clases de tamaño menores. Observándose que una gran cantidad de individuos presentaron un crecimiento acelerado, que les permitió transitar a las siguientes categorías en el período de tiempo evaluado (5 años).

Información más detallada sobre la demografía de los rodales intervenidos con SG, AP y del BR se puede observar en la sección de anexos de este documento (Anexo B al G).

Cuadro 2.2. Tasas de mortalidad e incorporación, por clase diamétrica para el BR, SG y AP para todo el conjunto de especies (pinos y latifoliadas) de rodales mixtos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Clase diamétrica	Bosque de Referencia (BR)		Selección Grupal (SG)		Arboles Padre (AP)	
	Tasa de Mortalidad (TM) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de incorporación (TI) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Mortalidad (TM) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de incorporación (TI) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Mortalidad (TM) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de incorporación (TI) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹
10-14.99	0.059	0.948	0.103	0.683	0.115	0.790
15-19.99	0.047	1.023	0.080	0.879	0.039	1.295
20-24.99	0.063	1.034	0.073	1.699	0.045	1.931
25-29.99	0.013	1.100	0.067	3.263	0.000	5.182
30-34.99	0.019	1.052	0.125	2.882	-	6.000
35-39.99	0.000	1.102	0.000	1.333	0.000	0.750
40-44.99	0.000	1.083	0.333	1.111	0.000	2.000
45-49.99	0.045	1.462	0.000	2.250	-	0.333
50-54.99	0.000	1.000	-	1.500	0.000	4.000
55-59.99	0.045	0.964	0.000	2.000	-	-
60-64.99	0.000	0.905	0.000	0.333	0.000	1.000
65-69.99	0.077	0.833	-	-	0.000	1.000
70-74.99	0.143	1.778	-	1.000	-	-
75-79.99	0.000	1.600	-	-	-	-
80-84.99	0.000	1.000	-	-	-	-
85-89.99	0.000	1.000	-	0.000	-	-
≥ 90	0.000	1.214	0.526	1.000	-	-
Total	0.046	1.022	0.095	1.052	0.090	1.156

Cuadro 2.3. Tasa de mortalidad y de incorporación, por clase diamétrica para el grupo de pinos del BR, SG y AP en de rodales mixtos de la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Clase diamétrica	Bosque de Referencia (BR)		Selección Grupal (SG)		Arboles Padre (AP)	
	Tasa de Mortalidad (TM) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Incorporación (TI) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Mortalidad (TM) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Incorporación (TI) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Mortalidad (TM) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹	Tasa de Incorporación (TI) ind ha ⁻¹ 5 años ⁻¹
10-14.99	0.054	0.827	0.120	0.572	0.131	0.676
15-19.99	0.017	0.919	0.087	0.846	0.043	1.274
20-24.99	0.018	0.931	0.069	1.758	0.048	1.971
25-29.99	0.018	1.146	0.083	3.871	0.000	5.500
30-34.99	0.028	1.125	0.000	3.231	-	9.000
35-39.99	0.000	0.917	0.000	1.667	0.000	0.500
40-44.99	0.000	1.048	0.000	1.286	0.000	4.000
45-49.99	0.043	1.533	-	2.000	-	0.000
50-54.99	0.000	1.091	-	-	0.000	3.000
55-59.99	0.000	0.833	-	-	-	-
60-64.99	0.000	0.875	-	0.000	0.000	1.000
65-69.99	0.058	0.850	-	-	-	-
70-74.99	0.081	1.714	-	-	-	-
75-79.99	0.000	1.400	-	-	-	-
80-84.99	0.000	1.167	-	-	-	-
85-89.99	0.000	1.000	-	-	-	-
≥ 90	0.000	1.228	-	-	-	-
Total	0.023	1.005	0.103	1.029	0.100	1.105

2.6.3 Incremento Medio Anual en volumen (IMA)

De acuerdo a la prueba de comparación de LSD realizada no se detectaron diferencias significativas ($p=0.0754$) entre BR ($18.13 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$), SG ($24.62 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$) y AP ($18.73 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$) para el IMA en volumen al analizar todas las especies (grupo PL).

Se observaron diferencias significativas ($p=0.0125$) en el IMA en volumen para el grupo de pinos entre condiciones evaluadas de acuerdo a la prueba de LSD. El IMA para SG es mayor ($21.85 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$) que el de BR ($13.01 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$), no así entre SG y AP ($17.33 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$).

2.7 DISCUSIÓN

2.7.1 Estructura diamétrica

La distribución diamétrica de “J” invertida mostrada por el grupo PL del BR es considerada típica de bosques maduros sin manejo (Lähde, *et al.*, 2002; Fraver y Palik, 2012). Esto es producto de la presencia de perturbaciones menores que generan condiciones de poca luz y la ausencia de claros de gran tamaño, lo que propicia la incorporación de especies tolerantes en las clases diamétricas menores y un escaso reclutamiento de especies de pinos (Oliver y Larson, 1996; Wohlgemuth *et al.*, 2002; Pederson *et al.*, 2008; Fraver y Palik, 2012); estas condiciones fueron observadas en BR (Cuadro 2.1).

La distribución diamétrica del grupo de pinos del BR presentó una forma de “J” invertida incompleta, también conocida como distribución incoetánea irregular, en donde algunas clases diamétricas se encuentran sobrerrepresentadas con respecto a las demás clases, tal y como lo señalan Smith *et al.* (1997) y Louman *et al.* (2001), que se presenta en bosques maduros. La presencia de perturbaciones menores pudo propiciar la repoblación en claros de individuos de pino, originando las acumulaciones de individuos en las distintas clases de la distribución mostrada. Por otro lado, la ausencia de manejo forestal también ha permitido la permanencia de pinos de diámetros grandes.

Respecto a las condiciones bajo manejo forestal de SG y AP, una distribución de “J” invertida, como la obtenida para el grupo PL, también fue reportada para un bosque dominado por *P. patula* con condiciones similares de desarrollo y manejo en una zona aledaña al área de este estudio (Castellanos *et al.*, 2008), al igual que para otros bosques mixtos del norte de México (Návar, 2010; Návar y Domínguez, 2013). Debido a la presencia de latifoliadas de gran tamaño,

el rodal con SG tuvo una distribución diamétrica más amplia como lo reportado por Lähde *et al.* (2002) en bosques mixtos de Finlandia intervenidos con selección grupal al compararse con sistemas coetáneos.

El cambio en la forma de la distribución diamétrica entre periodos de medición registrada en el grupo de pinos, también ha sido observado por Návar y González (2009) y Návar y Domínguez (2013) en bosques templados del norte de México. La distribución sesgada a la derecha es el resultado de la dominancia de árboles de tamaño pequeño (Navar y Domínguez, 2013), y de la dominancia de especies intolerantes como los pinos (Rouvinen y Kuuluvainen, 2005; Silver *et al.*, 2013).

Torres *et al.* (2000) señalan que las distribuciones sesgadas a la derecha evidencian masas de alta competencia con densidades elevadas de árboles, como las reportadas en este estudio. La densidad de individuos de AP y SG es mayor a la registrada en otros bosques templados bajo manejo forestal con métodos de regeneración similares en México (Solís *et al.*, 2006; Castellanos *et al.*, 2008; Návar, 2010). El proceso de competencia y mortalidad son algunas de las razones que explicarían la disminución en la densidad de individuos de la clase diamétrica de 10 cm en el año 2012, tanto en SG como en AP. Esto ha sido incentivado por la escasa intervención silvícola desde la década de 1990, que solo ha eliminado en forma selectiva unos cuantos árboles (Hernández, 2007).

El aclareo en SG estuvo dirigido principalmente a individuos de menos de 20 cm de dap en latifoliadas y en menor medida a pinos; solo unos pocos individuos fueron eliminados en categorías diamétricas mayores (≥ 25 cm). En cambio, en AP el aclareo estuvo dirigido casi exclusivamente a pinos de categoría diamétricas menores a 20 cm. Debido a que no se cuenta con registros de la intensidad del aclareo aplicado en los SPM evaluados el porcentaje aproximado de área basal removida en SG fue de 4.9% y en AP fue de 1.5%, lo que probablemente produjo una disminución entre periodos de medición del área basal de los distintos grupos de especies analizados.

Los atributos estructurales evaluados presentaron una respuesta similar en las cortas de regeneración aplicadas (SG y AP), rechazando la hipótesis planteada en este estudio, la cual sostiene la existencia de diferencias debido a los métodos de manejo silvícolas distintos

(Puettmann *et al.*, 2009). De acuerdo a Hernández (2007), en la década de 1990, ambos métodos de corta regeneración se aplicaron en el área de estudio, utilizando criterios silvícolas semejantes. Por ejemplo, en ocasiones la superficie de intervención no varió en gran medida, se llevó a cabo la plantación con especies de *Pinus*, algunos individuos de latifoliadas, principalmente encinos, no fueron extraídos y al momento de la aplicación de los tratamientos intermedios solo se llevó a cabo una eliminación selectiva de árboles tanto en SG como en AP (Hernández, 2007).

La mayoría de los atributos estructurales de los rodales intervenidos (SG y AP) tuvieron un comportamiento diferente con respecto al BR; estas diferencias estructurales entre rodales manejados y no manejados en bosques templados se encuentran bien documentada por varios autores (Ishii *et al.*, 2004; Corral *et al.*, 2005; Rouvinen y Kuuluvainen, 2004; Hernández *et al.*, 2013; Jiménez *et al.*, 2014) y confirman la hipótesis planteada en este estudio.

En el BR la variabilidad de tamaños es mayor que en los rodales con intervención silvícola, además de que incluye a individuos de pinos y latifoliadas de diámetros grandes. Franklin *et al.* (2002) y Rouvinen y Kuuluvainen (2005) señalan que generalmente árboles de grandes diámetros hacen falta en los rodales manejados, ya que uno de los objetivos del manejo forestal (enfocado en la extracción de madera) es minimizar la variabilidad en el tamaño de los árboles.

Otra diferencia del BR con relación a SG y AP es una mayor densidad y área basal del grupo de latifoliadas, lo que lleva a desarrollar estructuras más complejas (Ishii *et al.*, 2004). Condiciones similares fueron documentadas por Castellanos *et al.* (2008) en una localidad cercana al área de estudio. Dichos autores mencionan que conforme el bosque se desarrolla a etapas sucesionales más avanzadas, las latifoliadas tienden a aumentar su densidad con respecto a las especies de pino

Como se mencionó anteriormente, el BR no ha tenido ningún tipo de intervención silvícola desde hace casi tres décadas, ya que parte de su superficie se encuentra destinada como área de conservación por decisión de la comunidad de Capulapam. Por otra parte, existe en la región una política de supresión de incendios desde 1945, época en la que comenzó la extracción de madera en forma comercial dirigida principalmente a especies de pino (Mathews, 2003). En

consecuencia, sin incendios y sin un efecto significativo del manejo forestal y silvícola a largo plazo, el BR podría convertirse en un bosque dominado por especies de latifoliadas.

Por otro lado, el aumento en la dominancia del grupo de pinos con respecto al grupo de latifoliadas en los rodales con manejo forestal, también ha sido reportado en otros estudios desarrollados en bosques mixtos bajo intervención silvícola (Rouvinen y Kuuluvainen, 2004; Solís *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2013). Esto es una práctica común del manejo forestal, la cual tiende a simplificar la composición del rodal (Youngblood *et al.*, 2004; Fraver y Palik, 2012) para generar la masa forestal acorde al objetivo primordial de provisión de madera (Corral *et al.*, 2005; Puettman *et al.*, 2009).

La variabilidad en el tamaño de los árboles, en la estructura y en la composición de especies del rodal es una característica importante en la dinámica natural de los bosques (ÓHara, 2001; Rouvinen y Kuuluvainen, 2005). De acuerdo con ÓHara (2001) la falta de árboles grandes y de diámetros pequeños, en rodales manejados reduce su habilidad para sostener un espectro completo de biodiversidad nativa forestal, lo que no contribuye al funcionamiento del ecosistema, ni facilita su recuperación (Bauhus *et al.*, 2009).

El rodal con SG contó con la presencia de individuos de especies de latifoliadas de diámetros grandes, lo que le otorgó una distribución diamétrica más amplia y por lo tanto una estructura más compleja. Característica que compartió con el BR y que de acuerdo a Fraver y Palik (2012) deben de favorecerse al planear las prescripciones silvícolas.

Según O'Hara (2001), la falta de variabilidad estructural es todavía más notoria en los sistemas coetáneos como AP, aunque existen algunas formas para incrementar la variabilidad de rodales bajo intervención silvícola. Una de estas formas es el sistema de retención de árboles en patrones agregados o dispersos, la mezcla especies, etc.

2.7.2 Tasas demográficas

La distribución diamétrica de las condiciones evaluadas, es el resultado de la dinámica del rodal. En las condiciones bajo manejo forestal, la acción conjunta de la mortalidad de los individuos de tamaño pequeño, y de una tasa de incorporación baja (<1) en la clase diamétrica de 10 cm, propició el descenso en la densidad de individuos de esta clase en el año 2012. Esto trajo como

consecuencia un cambio en la forma de la distribución diamétrica para el grupo de pinos (Figura 2.1).

Los resultados para la TM de la clase diamétrica de 10 cm se deben a la elevada densidad de individuos presentes en estas condiciones, que desencadenan procesos de competencia por luz, nutrientes, agua y espacio (Brown y Wu, 2005; Lexerad y Eid, 2005) y su consecuente mortalidad. Resultados similares también fueron encontrados por Negrón *et al.* (2009) y Woodall *et al.* (2009) en bosques de *Pinus ponderosa* en EE.UU. Una densidad elevada reduce el vigor de los árboles más pequeños, haciéndolos más susceptibles al ataque de plagas y enfermedades, aunque también el clima puede influir (Negrón *et al.*, 2009).

En el caso de la TI, patrones similares de incorporación a los obtenidos en SG y AP fueron obtenidos por Goris *et al.* (2007) para plantaciones de pinos, señalando que la incorporación de nuevos individuos no es un proceso continuo en esas condiciones, y que solo puede desencadenarse por la presencia de perturbaciones que abran el dosel. Por lo tanto, la competencia ocasionada por una elevada densidad de individuos ha influido en la dinámica de los rodales bajo manejo forestal, y es necesaria la intervención silvícola que permita un mejor desarrollo de la masa forestal.

Si bien en los rodales bajo manejo forestal no ocurrió una tasa de incorporación importante dentro de las clases diamétricas pequeñas durante el periodo evaluado, esta si se presentó en las clases diamétricas intermedias, lo cual indica un proceso de crecimiento acelerado, a pesar de la alta densidad. Esta respuesta está relacionada con las condiciones de alta productividad de la región de estudio favorecida por el ambiente de alta humedad y fertilidad, que permite un buen desarrollo de la vegetación (UZACHI, 2003; Zacarías y Del Castillo, 2010).

Por otra parte, en el BR la dinámica forestal responde a patrones de incorporación y mortalidad característicos de bosques en etapa madura. El aumento en la densidad de individuos de algunas clases de tamaño grande ($TI > 1$) responde a la ausencia de perturbaciones de reemplazo de rodal, con lo que también se generan condiciones de baja iluminación (Oliver y Larson, 1996; Pederson *et al.*, 2008). Dichas condiciones son más adecuadas para el desarrollo de especies tolerantes a la sombra (Wohlgemuth *et al.* 2002; Fraver y Palik, 2012), mas no para especies como los pinos,

que generalmente son intolerantes. Esto explica la tasa de incorporación baja de pinos en clases diamétricas pequeñas, que se refleja en una menor densidad respecto al grupo de latifoliadas.

Con respecto a la mortalidad en el BR, se obtuvo un patrón similar al mencionado por Vilá *et al.* (2011) en un bosque no manejado de *Pinus sylvestris* en España, en donde la mortalidad afectó tanto a árboles pequeños como a árboles grandes. La razón de este patrón se debe a que la competencia deja de ser el factor más relevante de mortalidad en bosques en etapa madura y donde no se presentan perturbaciones de reemplazo de rodal (Das *et al.*, 2011), bajo estas condiciones las causas de mortalidad son variadas y dependen del azar. Además de la competencia, otros factores bióticos (plagas) y mecánicos (viento) también pueden influir (Das *et al.*, 2011).

La mortalidad es un proceso que está relacionado principalmente con las tasas demográficas, la etapa de desarrollo del rodal, la estructura y la competencia (Vilá *et al.*, 2011), pero también influyen las condiciones climáticas, como la humedad y la temperatura (Pederson *et al.*, 2008; Negrón *et al.*, 2009; Vilá *et al.*, 2011), por lo que la combinación de todos estos factores posiblemente tuvo influencia sobre la TM y sobre la TI reportadas en este estudio para las tres condiciones del bosque. Sin embargo, la influencia de los factores ambientales no fue considerada en este estudio, por lo que se requieren más investigaciones que complementen los resultados aquí mencionados.

2.7.3 Incremento medio anual en volumen (IMA)

No se observaron diferencias estadísticas significativas en el IMA del grupo PL de especies entre BR, SG y AP. Los resultados de este estudio contrastan con lo señalado por Rossi *et al.* (2009), que menciona que el crecimiento es mayor en estructuras coetáneas que en estructuras incoetáneas, por efecto de un lento crecimiento en los árboles de bosques incoetáneos como resultado de una supresión inicial por la competencia con el dosel dominante (Rossi *et al.*, 2009). Por el contrario, Lähde *et al.* (2002) encontró en un bosque mixto de Finlandia que el IMA en volumen fue mayor en un bosque maduro que en aquellos bajo manejo.

Para el IMA del grupo de pinos, el rodal con SG presentó el mayor valor con respecto al BR, aunque no fue diferente estadísticamente de AP. Para Valappil *et al.* (1997) los rodales manejados con el sistema de selección pueden mantener niveles comparables de productividad

de madera con los rodales manejados por sistemas coetáneos, como lo demuestran los resultados que obtuvo en *P. ponderosa* de Oregón, EE.UU.

Es probable que la falta de diferencias estadísticas entre rodales bajo diferentes sistemas de manejo y con el BR, sean producto de la forma de aplicación de los tratamientos silvícolas de la década de 1990, que respondían a la percepción de una sociedad local más conservacionista (UZACHI, 2003), ya que el abrir claros grandes por el método de AP no eran aceptables. No obstante, es necesario hacer otras investigaciones en el área de este estudio para confirmar los resultados aquí presentados, sobre todo con rodales que actualmente han recibido un manejo más intensivo.

Por último, los rodales intervenidos con SG muestran una mayor complejidad estructural (distribución diámetrica más amplia, mayor presencia de latifoliadas, entre otros) y el incremento en volumen de pinos no difiere de AP. En vista de que el tratamiento de SG no solo es eficiente en términos productivos, sino que también genera estructuras forestales más complejas, podría considerarse como un tratamiento silvícola recomendable para la región de estudio. Siempre y cuando, de manera sistemática se considerara la retención de elementos estructurales presentes en bosques maduros.

2.8. CONCLUSIONES

Las condiciones bajo manejo forestal, revelaron un bosque joven, con una densidad elevada de individuos, con diámetros pequeños y distribuciones diamétricas sesgadas a la derecha. Aunque con tasas de incorporación elevadas en las clases de tamaño intermedias, reflejando un crecimiento acelerado en el periodo de medición. La competencia ocasionada por la densidad es probablemente el factor que tuvo más influencia en las tasas de mortalidad e incorporación, y por tanto en la estructura del rodal.

En ciclos de corta pasados, la aplicación con criterios semejantes de los tratamientos silvícolas de AP y SG dio como resultado rodales con una estructura, dinámica e incremento en volumen muy similares. A pesar de lo anterior, los rodales intervenidos con el tratamiento de SG presentaron algunas características estructurales que no fueron encontradas en rodales con AP, y que les concedieron semejanza al bosque de referencia de este estudio. Por lo que la aplicación del tratamiento silvícola de SG en el área de estudio puede ayudar a mantener estructuras más

complejas en rodales bajo manejo forestal, incorporando medidas dentro del PMF que incluyan la retención de elementos estructurales típicos de bosques maduros.

Por su parte, el BR presentó atributos estructurales y procesos dinámicos, característicos de un bosque maduro, condiciones otorgadas por la falta de intervención silvícola y la presencia de perturbaciones menores. El mantenimiento y desarrollo de áreas forestales sin manejo o con escasa intervención silvícola, como el BR de este estudio, son un componente esencial en paisajes bajo manejo forestal, que además pueden funcionar como puntos de referencia de condiciones previas al manejo forestal y que para mantener su condición o propiciar una etapa sucesional avanzada deberán contar con planes de manejo propios.

Por otro lado, aún se requiere de más estudios a largo plazo que incluyan conocer los efectos de otros tratamientos silvícolas que no fueron evaluados en este estudio, así como evaluar otros componentes, factores ambientales y procesos del bosque con manejo y sin manejo del área de estudio. Esto con la finalidad de mejorar la aplicación de los tratamientos silvícolas o la implementación de acciones de conservación, y de esta manera cumplir con los objetivos económicos, productivos y ecológicos que deben considerarse como parte de un manejo forestal sustentable. Para ello es importante continuar con la medición periódica de la red de sitios permanentes de muestreo con los que cuenta la comunidad, y que son de los pocos que existen en la región de La Sierra Norte.

CAPÍTULO 3 .DIVERSIDAD DE ÁRBOLES DE UN BOSQUE MIXTO BAJO MANEJO FORESTAL EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA

3.1 RESUMEN

El aprovechamiento forestal modifica la composición, riqueza y diversidad del bosque, diferenciando los rodales intervenidos de aquellos que no lo son. Motivo por el cual se llevó a cabo este estudio, con la finalidad de evaluar el efecto del manejo forestal en la riqueza y diversidad arbórea de un bosque mixto bajo manejo forestal en Capulalpam de Méndez, en el estado de Oaxaca. Los datos proceden de 29 sitios permanentes de muestreo ubicados en rodales intervenidos por el método de regeneración de selección grupal (SG) y árboles padre (AP), así como también en rodales sin manejo (BR). Los resultados señalan que la riqueza y diversidad de especies es mayor en el BR que en las condiciones bajo manejo forestal, debido a la presencia y abundancia de especies de latifoliadas y a la falta de disturbios importantes. En cuanto a la diversidad beta, ésta fue mayor entre SG y AP; en segundo lugar las condiciones con mayor similitud florística fueron SG y BR; y finalmente las condiciones con menor similitud florística fueron AP y BR. Por otra parte, de acuerdo al índice de Shannon, la condición de SG presentó una mayor diversidad de árboles que AP. Con los índices de Margalef, Alfa de Fisher y Simpson, estas condiciones no fueron diferentes entre sí. Un patrón definido por la intensidad del manejo forestal se presentó en los índices de diversidad y similitud empleados. Respecto al Índice de Valor de Importancia de las especies arbóreas, *P. patula* es la especie dominante en las tres condiciones evaluadas, pero en BR su menor dominancia permite una mayor proporcionalidad del IVI del resto de las especies, en su mayoría especies de latifoliadas. En el área de estudio existe una importante contribución de las especies de este grupo a la riqueza y diversidad del bosque mixto. Por lo que un manejo intensivo para producción maderable en combinación con áreas de conservación que permitan su desarrollo parece lo más adecuado para este bosque, lo que en cierta medida se lleva a cabo.

Palabras clave: Riqueza de especies, diversidad alfa, diversidad beta, bosque templado, Índice de Valor de Importancia (IVI), manejo forestal, *P. patula*.

3.2 ABSTRACT

Forest harvesting modifies forest species composition, richness and diversity, which differentiates intervened non-intervened stands. This motivated the purpose of the study to evaluate the effect of forest management in tree species richness and diversity of a mixed forest under forest management in Capulalpam de Mendez, in the state of Oaxaca. Data come from the measurement of 29 permanent plots located within intervened stands by the regeneration methods of Group Selection (GS) and Seed Tree (ST), as well as within unharvested stands as Reference Forests (UF). Results showed that species richness and diversity were higher in UF than in harvested areas due to the presence and abundance of hardwood species and the lack of mayor forest disturbances. Regarding beta diversity, a higher similarity index was found between GS and ST; followed by GS and UF; and finally conditions with least floristic similarity were ST and UF. On the other hand, according to the Shannon index, GS showed higher tree species diversity than ST. There were no differences with the Margalef, Alpha-Fisher, and Simpson indexes. A defined pattern by the intensity of forest management was detected by the indexes of diversity and similarity utilized. With respect to the Index of Importance Value (IIV), *P. patula* was the dominant tree species in the three conditions evaluated; however, in UF it showed lower dominance that allowed other tree species to show higher IVI, mostly hardwood species. In the study site, hardwood species contribute greatly to species richness and diversity of the mixed forest. Therefore, intensive forest management for timber production in combination with conservation areas that permit the development of mature stands is the most acceptable management practice for this forest type, which to certain extent is currently occurring.

Key Words: Species richness, alpha diversity, beta diversity, Index of Importance Value (IVI), temperate forest, forest management, *P. patula*.

3.3 INTRODUCCIÓN

Una comunidad vegetal puede ser caracterizada además de por su estructura, también por su composición, riqueza y diversidad, los que están determinados por factores ambientales como la posición geográfica, clima, suelos y topografía, así como por la dinámica del bosque y la ecología de sus especies (Louman *et al.*, 2001; Finegan *et al.*, 2004). La composición indica que especies están presentes en el bosque; la riqueza se expresa como el número total de especies y la diversidad como el número de especies en relación con el tamaño de la población de cada especie (Louman *et al.*, 2001). A su vez, la diversidad de un bosque se ha clasificado como diversidad alfa, beta y gamma (Zacarías y Del Castillo, 2010). La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad en particular y la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades de un paisaje (Moreno, 2001).

De acuerdo con Delgado *et al.* (2008) la diversidad y composición, junto con la estructura, están ligados de forma directa a las operaciones de manejo forestal, siendo claro que el aprovechamiento puede modificarlos y de esta forma, afectar la sostenibilidad ecológica y la importancia comercial y de conservación del área que es manejada (Finegan *et al.*, 2004).

Para Moreno (2001) monitorear los cambios de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa), así como también la tasa de cambio en la diversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), permite diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local. Asimismo, en áreas donde los objetivos están centrados en la producción de madera, evaluar dichos atributos debe ser un aspecto importante a considerar, tanto en programas de monitoreo silvícola, como en el manejo forestal mismo (Finegan *et al.*, 2004; Corral *et al.*, 2005). Sin embargo, conceptos como el de diversidad pueden ser novedosos para los dueños y administradores del bosque, lo cual puede no facilitar su incorporación al manejo forestal (Finegan *et al.*, 2004). Al respecto, en México son escasos los estudios que han evaluado los efectos del manejo forestal en la composición y diversidad de los elementos arbóreos y los que se han hecho no han considerado varios ciclos de corta (Castellanos *et al.*, 2008; Hernández *et al.*, 2013).

En el estado de Oaxaca, en la región de la Sierra Norte, algunos estudios han evaluado el efecto del aprovechamiento forestal sobre la composición y diversidad biológica del bosque templado

de coníferas y latifoliadas (Ramírez, 2005; Hernández, 2007; Castellanos *et al.*, 2008; Zacarías y Del Castillo, 2010; Jiménez, 2014; Luna, 2014). Aunque, éstos no han considerado la utilización de sitios temporales, a excepción de Hernández (2007), quién estableció sitios permanentes de muestreo (SPM) en áreas bajo manejo y en áreas sin manejo reciente en Capulalpam de Méndez, Oaxaca.

A nivel nacional este bosque templado forma parte de la región de la Sierra Norte de Oaxaca, la cual es considerada prioritaria por la diversidad de especies que alberga y por su estado de conservación (Arriaga *et al.*, 2000). A nivel mundial el bosque templado de esta región se encuentra dentro de la eco-región número 101, clasificada como sobresaliente a nivel global y de máxima prioridad regional, constituyendo uno de los bosques subtropicales de coníferas y latifoliadas más diversos y complejos del mundo (Dinerstein *et al.*, 1995).

Bajo este contexto, el conocimiento sobre la riqueza, la composición, la diversidad y la estructura del bosque, así como de los efectos del aprovechamiento forestal sobre estas variables, es esencial para tomar decisiones sobre el uso futuro del bosque y para mantener la integridad ecológica del mismo (Louman *et al.*, 2001; Brittany *et al.*, 2011). Por lo anterior y como una forma de contribuir al conocimiento del estado actual de la diversidad arbórea de los bosques templados bajo manejo forestal se llevó a cabo el presente estudio en el bosque mixto de Capulalpam de Méndez, planteándose los objetivos que a continuación se mencionan.

3.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

3.4.1 Objetivo General

Caracterizar los cambios en la riqueza y diversidad arbórea del bosque de coníferas y latifoliadas en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca en diferentes condiciones de manejo en un periodo de cinco años.

3.4.2 Objetivos específicos

Determinar la riqueza, diversidad alfa y la similitud florística entre diferentes condiciones de manejo forestal en dos periodos de tiempo.

Describir el índice de valor de importancia de las especies arbóreas del bosque mixto en diferentes condiciones de manejo forestal en dos periodos de tiempo.

3.4.3 Hipótesis

Los métodos de regeneración de selección grupal y árboles padre difieren en los efectos producidos sobre la diversidad, riqueza y composición de árboles de los rodales intervenidos. Efectos que también los diferencian de rodales sin manejo.

3.5 METODOLOGÍA

Para el análisis de diversidad, riqueza y composición de este capítulo, se utilizó la misma área de estudio descrita en el Capítulo II. Se emplearon los datos obtenidos en los años 2007 y 2012 provenientes de los 29 SPM descritos anteriormente. Las condiciones del bosque evaluadas en el presente capítulo se denominan Bosque de Referencia (BR), Selección Grupal (SG) y Árboles Padre (AP).

3.5.1 Análisis de datos

Las curvas de acumulación de especies se utilizan para estimar el número de especies esperadas a partir de un muestreo. Cuando una curva de acumulación es asintótica, indica que aunque se aumente el número de unidades de muestreo no se incrementará el número de especies, por lo que se tiene un muestreo representativo del área de estudio (Halfiter *et al.*, 2001).

Para la construcción de curvas de acumulación de especies se hizo una matriz de datos de presencia-ausencia para BR, SG y AP para ambos periodos de medición. Posteriormente los datos fueron procesados en el programa Estimates versión 9.1.0, con la finalidad de obtener los datos de número de muestras y el número de especies acumuladas. Estos datos fueron ajustados mediante el modelo de Clench (Jiménez y Hortal, 2003) en el programa SAS versión 9.0. El modelo utilizado fue el siguiente:

$$y = ax/1 + bx$$

Donde a y b son los parámetros estimados y x el número de unidades de muestreo. Con los parámetros estimados se construyó la curva de acumulación de especies observada y predicha. Por otra parte, para conocer la proporción de especies registradas, lo cual da una idea de la calidad del inventario, se aplicó la ecuación propuesta por Jiménez y Hortal (2003):

$$\%Sp = Sobs/(a/b)$$

Sobs son las especies registradas en el muestreo, *a* y *b* son los parámetros estimados mediante el modelo de Clench. También se estimó el número de unidades de muestreo que serían necesarias medir para registrar una proporción del 95% de especies arbóreas de acuerdo a la siguiente ecuación (Jiménez y Hortal, 2003):

$$n_{0.95} = 0.95 / (b (1 - 0.95))$$

Donde *n* es el número de unidades de esfuerzo de muestreo si se quiere registrar una proporción del 95% de las especies y *b* es el parámetro estimado por el modelo de Clench.

En cuanto a los índices de diversidad, para hacer una interpretación más adecuada de la diversidad alfa se recomienda analizar valores tanto de la riqueza de especies como de la estructura (abundancia), de tal forma que entre ambos parámetros proporcionen una descripción complementaria de la diversidad del área de estudio (Moreno, 2001).

Para determinar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef y para la diversidad alfa los índices de Shannon- Wiener, Simpson y Alpha de Fisher (Magurran 1988; Moreno 2001; Louman *et al.*, 2001; Medianero y Samaniego, 2004). Para lo cual se usaron los datos de especies de árboles y su abundancia, a través del programa Species Diversity and Richness 4.1.2 y Excell 2010, se efectuaron los cálculos para cada índice. Posteriormente, para los índices de Margalef, Simpson y Alfa de Fisher se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para detectar las diferencias entre las condiciones del bosque, en cada año de medición, bajo la hipótesis nula de igualdad de medias y con nivel de significancia del 5% mediante el programa Infostat versión 2013.

Para calcular la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef, mediante la siguiente ecuación:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde *S* es el número de especies y *N* es el número total de especies. Este índice toma en cuenta el número de especies y el número total de individuos, valores cercanos a cero indican una menor riqueza (Moreno, 2001).

El índice de Simpson es un índice de dominancia y manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Moreno, 2001). Está influido por la importancia de las especies dominantes, por lo que cuando la dominancia aumenta, el índice disminuye (Magurran, 1988). En este caso se utilizó su recíproco y por tanto, el valor del índice aumenta con el incremento de la diversidad. De acuerdo con Magurran (1988) y Mostacedo y Fredericksen (2000), la ecuación usada para calcular el índice es la siguiente:

$$D = 1 / \sum \frac{(n_i(n_i - 1))}{(N(N - 1))}$$

Donde n_i = número de individuos en la especie i -ésima; N = número total de individuos de la muestra.

El índice de diversidad Alfa de Fisher (Louman *et al.*, 2001; Medianero y Samaniego 2004) es independiente del tamaño de la muestra y no da excesivo peso a las especies más comunes de la muestra, a diferencia de otros índices de diversidad (Moreno 2001). Se representa de la siguiente forma:

$$\alpha = [N(1 - x)]/x$$

Donde α es el índice de diversidad, N es el número de individuos de la muestra y x es el factor (Medianero y Samaniego, 2004).

El índice de Shannon-Wiener es un índice de equidad, que permite medir la abundancia proporcional de las especies de una muestra (Moreno, 2001). La fórmula con la que se representa es la siguiente:

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i , lo que implica obtener el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra. Con base en los valores de diversidad de Shannon-Wiener, se aplicó la prueba de t modificada de Hutcheson

(Magurran, 1988) para conocer las diferencias estadísticas entre las condiciones evaluadas, usando la siguiente ecuación:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}}$$

Donde H'_i es la diversidad de la condición 1 y $Var H'_i$ su varianza. La varianza de H' se calculó de la siguiente manera:

$$VarH' = \frac{\sum p_i(\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} + \frac{S - 1}{2N^2}$$

Donde p_i es la proporción de individuos de la especie i ; N es el número total y S es el número total de especies. Una vez calculados los valores de t , se procedió a calcular los grados de libertad (gl) para así poder hacer las comparaciones respectivas entre la t calculada y la t de tablas, y determinar si existen diferencias entre las condiciones del bosque. Para llevar a cabo lo anterior se aplicó la siguiente ecuación:

$$gl = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{(VarH'_1)^2/N_1 + (VarH'_2)^2/N_2}$$

N_1 es el número de individuos en la condición 1 y N_2 es el número de individuos en la condición 2.

Se analizó también la similitud de especies entre condiciones del bosque, la cual se basa en proporciones. Estas proporciones pueden evaluarse con índices o coeficientes de similitud (Moreno, 2001). Para comparar la similitud de la composición de árboles entre las condiciones del bosque para 2007 y 2012 se utilizaron los índices cualitativos de Jaccard y Sorensen (Magurran, 1988). Los cuales se representan de la siguiente manera:

$$Jaccard \ C_j = \frac{j}{a + b - j}$$

$$\text{Sorensen } C_s = \frac{2j}{a + b}$$

Donde j es el número de especies comunes en ambas localidades o condiciones y a es el número de especies de la localidad A, siendo b el número de especies de la localidad B. Estos índices son una medida inversa de la diversidad beta, el intervalo de valores va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies o son similares (Moreno, 2001).

Por último se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) para cada especie y por cada condición en las dos mediciones realizadas. El IVI es un parámetro que mide el valor de las especies, basándose en tres variables: dominancia (ya sea en forma de cobertura o área basal), densidad y frecuencia (Mostacedo y Fredericksen, 2000). La suma de estas tres variables revela la importancia ecológica relativa de cada especie en una comunidad vegetal (Mostacedo y Fredericksen, 2000). La fórmula es la siguiente:

$$IVI = \frac{Dr + Domr + Fr}{3}$$

Dónde Dr es la densidad relativa, $Domr$ es la dominancia relativa y Fr es la frecuencia relativa. El cálculo de la Dr se llevó a cabo de la siguiente manera:

$$Dr = \frac{\text{Densidad absoluta por especie}}{\text{Densidad absoluta de todas las especies}} \times 100$$

La densidad absoluta se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Densidad absoluta} = \frac{\text{No. de individuos por especie}}{\text{Área de muestreo}} \times 100$$

En el caso de la $Domr$, ésta fue obtenida usando la siguiente ecuación:

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

De donde la dominancia absoluta (área basal) se calculó de esta manera:

$$\text{Área basal} = \pi \left(\frac{Dap^2}{4} \right)$$

Por último, Fr se obtuvo de la siguiente forma:

$$Fr = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

La frecuencia absoluta fue obtenida de la forma siguiente:

$$\text{Frecuencia absoluta} = \frac{\text{Número de sitios por especie}}{\text{Número total de sitios por condición}} \times 100$$

3.6 RESULTADOS

3.6.1 Riqueza de especies

Las curvas de acumulación de especies ajustadas con el modelo de Clench para BR, SG y AP para las mediciones de los años 2007 y 2012 se presentan en la sección de anexos (Anexos H, I y J). En las tres condiciones del bosque, el número de especies que se registraron coinciden con el valor predicho por el modelo utilizado. Para cada una de las condiciones del bosque se obtuvo un coeficiente de determinación (R^2) muy cercano a 1, lo que indica un buen ajuste. Los resultados indican que conforme se incrementa la intensidad de muestreo, el número de especies aumenta. Sin embargo, ninguna de las curvas de acumulación de especies presentadas en este documento obtuvo la curva asintótica, lo que indica que se requiere un mayor esfuerzo de muestreo para registrar las especies del área de estudio. Los cálculos estiman que se registraron el 74, 75 y 54% de las especies de árboles para BR, SG y AP, respectivamente. Lo que implica que son necesarias 88, 45 y 66 unidades más de muestreo para registrar un mayor porcentaje de especies en BR, SG y AP, respectivamente.

Se registró un total de 9 familias con siete especies de coníferas, nueve especies de encinos y siete especies de otras latifoliadas diferentes al encino, además seis árboles se identificaron a nivel de género y uno a nivel de familia únicamente, dando una riqueza total de 55 especies de las cuales 30 pudieron identificarse y el resto (25) no, debido a la falta de estructuras reproductivas y solamente se les asignó una clave numérica (Anexo K). La condición del bosque con un mayor número de especies es BR, seguido de SG y finalmente AP (Cuadro 3.1). Además

en BR existe el mayor número de especies de latifoliadas (42 especies), en segundo lugar se encuentra SG (16) y finalmente AP (8).

Con relación al Índice de Margalef, la prueba de Kruskal Wallis indica que la riqueza de especies no ha cambiado dentro de las condiciones entre periodos de medición, ya que no se detectaron diferencias significativas ($p > 0.05$). Por el contrario, si se encontraron diferencias significativas (Cuadro 3.1) entre BR y las condiciones bajo manejo forestal en el año 2007 ($H = 11.07$; $p = 0.0039$) y 2012 ($H = 8.39$; $p = 0.0151$). En ambos períodos de medición, el índice de Margalef revela que BR es la condición del bosque con la mayor riqueza de especies registradas en relación a las condiciones del bosque bajo manejo forestal.

Cuadro 3.1. Riqueza y diversidad de árboles ($dap \geq 10$ cm) en rodales bajo diferentes condiciones de manejo forestal en Capulalpam de Méndez, Oaxaca.

Condición/año	Número de Especies	Índice de Margalef D_{Mg}	Shannon-Wiener H'	Simpson 1/D	Alpha de Fisher α
BR (2007)	48	2.35b	2.77c	5.17b	3.89b
SG (2007)	20	1.25a	1.18b	2.48a	1.76a
AP (2007)	13	0.69a	0.81a	1.58a	0.92a
BR (2012)	49	2.52b	2.82c	5.4 b	4.24b
SG (2012)	21	1.44a	1.25b	2.62a	2.05a
AP (2012)	16	1.04a	1.05a	1.81a	1.38a

Letras distintas dentro de las columnas indican diferencias estadísticas significativas entre condiciones de manejo ($p \leq 0.05$) para cada año de medición.

3.6.2 Diversidad Alfa

El Cuadro 3.1 muestra los resultados obtenidos mediante la prueba de Kruskal-Wallis para los índices de Simpson (1/D), y Alpha de Fisher para los años 2007 y 2012. Además se presenta el índice de Shannon-Wiener, el cual se analizó mediante la prueba de t modificada de Hutchenson (Cuadro 3.2).

La prueba de Kruskal Wallis y T de Hutcheson, reportan que el nivel de diversidad arbórea (índices de Simpson, Alfa de Fisher y Shannon) se ha mantenido a través del tiempo dentro de

las tres condiciones entre periodos de medición, ya que no se detectaron diferencias significativas ($p > 0.05$). Es decir, BR, SG y AP no han aumentado sus valores de diversidad entre periodos de medición.

Respecto al índice de Simpson la prueba detectó diferencias significativas entre las condiciones del bosque para los años 2007 ($H=13.184$; $p= 0.0013$) y 2012 ($H= 11.863$; $p= 0.0026$). El BR fue diferente de SG y AP, presentando los valores más altos de diversidad, sin embargo, no hubo diferencias estadísticas entre SG y AP. Los valores más bajos del índice de Simpson en SG y AP demuestran que existe una dominancia de unas cuantas especies, principalmente de *P. patula*. Por el contrario en BR, la dominancia de esta especie es menor lo que permite alcanzar valores más elevados del índice de Simpson en su forma recíproca ($1/D$).

De igual manera en el índice de Alfa de Fisher se encontraron diferencias significativas entre BR con respecto a SG y AP, para los años 2007 y 2012. El BR presentó los valores más elevados de diversidad. No hubo diferencias estadísticas entre SG y AP. Los valores más elevados presentados por BR se deben a que existe un mayor número de especies y una abundancia más equitativa de las mismas.

En cuanto al índice de diversidad de Shannon-Wiener, las tres condiciones del bosque presentaron diferencias significativas entre sí, en ambos periodos de medición, como lo revela la prueba de t de Hutcheson (Cuadro 5). El BR presenta el mayor valor del índice de diversidad, seguido de SG y AP (Cuadro 4). Lo anterior indica que BR además de contar con una mayor riqueza de especies también presenta una mayor uniformidad en la abundancia de las mismas, factores que son importantes para alcanzar valores elevados de diversidad en el índice mencionado. Por otro lado, el hecho de que SG obtuviera un valor de diversidad más elevado que AP, se debe a que en SG existe un mayor número de especies de latifoliadas lo que incrementa su riqueza, así como una mayor presencia y abundancia de las mismas. Esto sugiere que existen diferencias entre los resultados producidos por métodos incoetáneos y coetáneos. Aunque esto no fue evidente para los otros índices utilizados.

Cuadro 3.2. Valores de t, grados de libertad (gl) y nivel de significancia para individuos con dap ≥ 10 cm para las condiciones del bosque evaluadas en el año 2007 y 2012 en sitios permanentes ubicados en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Condición	SG 2007	BR 2007	Condición	SG 2012	BR 2012
AP 2007	* 5.37 (2387.50)	* 32.07 (1461.01)	AP 2012	* 2.83 (2592.08)	* 28.54 (1547.75)
SG 2007		* 27.32 (2378.13)	SG 2012		* 26.82 (2312.70)

*Significativo al 95%

Por último, en las tres condiciones del bosque evaluadas entre periodos de medición hubo un incremento bajo de los valores de los índices de diversidad presentados en el año 2012 con respecto al año 2007. Lo anterior se debe a un aumento en el número de especies, principalmente en las condiciones bajo manejo forestal, y a una abundancia más proporcional entre las especies de árboles registradas.

3.6.3 Índices de similitud

El Cuadro 3.3 y 3.4 muestran los resultados de los índices de similitud de Jaccard y Sorensen para los datos obtenidos en el año 2007 y 2012. Se observa que entre periodos de medición hubo un ligero aumento en la mayoría de los valores de los índices de similitud obtenidos en el año 2012 en comparación al año 2007, esto debido al incremento en el número de especies comunes entre condiciones evaluadas. Incluso entre BR y AP los valores de los índices de similitud fueron mayores en el año 2012.

Se observa un patrón para los valores de los índices de similitud obtenidos, en donde los valores más bajos corresponden a condiciones de manejo más intensivas como AP en relación a la condición del bosque sin manejo (BR). SG parece ser una condición intermedia entre BR y AP, ya que presenta una mayor similitud florística tanto con AP como con BR. Entre SG y AP se comparten 10 especies en el año 2007 y 12 especies en el año 2012. Según los índices utilizados, esto representa de un 40 a un 65% de similitud en la composición de especies entre ambas áreas bajo manejo forestal.

A su vez, SG comparte un total de 16 y 17 especies con BR, que corresponden al año 2007 y 2012. Según los índices de Jaccard y Sorensen, esto indica un porcentaje de similitud de un 30 a un 50% (Cuadros 3.3 y 3.4).

La condición de AP mostró la menor similitud de especies con BR, con un total de 9 a 12 especies en común para los años 2007 y 2012 respectivamente, lo que representa un porcentaje de similitud de 17 a 36% (Cuadros 3.3 y 3.4).

Cuadro 3.3. Índices de similitud de Jaccard y Sörensen basados en la presencia-ausencia de especies. Resultados presentados para la medición del año 2007.

Condición	BR	SG	AP	
2007				
BR	48	0.308	0.173	BR
SG	0.500	20	0.435	SG
AP	0.295	0.606	13	AP

Valores por encima de la diagonal indican el índice de Jaccard, por debajo de ésta al índice de Sörensen, y valores dentro de la diagonal representan el número de especies.

Cuadro 3.4. Índices de similitud de Jaccard y Sorensen basados en la presencia-ausencia de especies. Resultados presentados para la medición del año 2012.

Condición	BR	SG	AP	
2012				
BR	49	0.320	0.226	BR
SG	0.486	21	0.480	SG
AP	0.369	0.649	16	AP

Valores por encima de la diagonal indican el índice de Jaccard, por debajo de ésta al índice de Sorensen, y valores dentro de la diagonal representan el número de especies.

Un ligero aumento en la mayoría de los coeficientes de similitud florística de Jaccard y Sorensen tuvo lugar entre los años de medición para cada una de las condiciones comparadas. Lo que significa que conforme pasa el tiempo existe una tendencia a compartir un mayor número de especies entre las condiciones bajo manejo forestal, así como entre éstas y el BR.

3.6.4 Índice de valor de importancia

En los Cuadros 3.5, 3.6 y 3.7 se presenta el IVI de las cinco especies más importantes en BR, SG y AP, respectivamente y para los años 2007 y 2012. Un listado completo para cada especie y condición se muestra en la sección de anexos (Anexos L al Q).

En el BR, para las mediciones del año 2007 y 2012, *P. patula* es la especie dominante con un IVI cercano al 22% (Cuadro 3.5). La segunda especie en importancia es *Q. scytophylla*, seguida de *P. pseudostrobus*, *Symplocos coccinea* y una especie de latifoliada que no pudo ser identificada a nivel de especie. El Cuadro 3.5, muestra que no hubo cambios en el tiempo en cuanto a las especies más importantes aunque los valores de IVI cambiaron ligeramente.

Cuadro 3.5. Especies de árboles (≥ 10 cm de dap) con mayor Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje en el BR para el año 2007 y 2012, en la Sierra Norte de Oaxaca.

Especie	IVI (%)	
	2007	2012
<i>Pinus patula</i>	21.17	20.81
<i>Quercus scytophylla</i>	11.28	11.27
<i>Pinus pseudostrobus</i>	8.88	9.01
<i>Symplocos coccinea</i>	7.40	6.74
<i>E18</i>	5.53	5.62

En cuanto al área bajo manejo silvícola con SG (Cuadro 3.6), también es *P. patula* la especie dominante, aunque su densidad disminuyó. La especie que le sigue en importancia es *P. pseudostrobus* aunque su IVI es menor en 2012, el resto son especies con valores de IVI menores al 6 %.

Cuadro 3.6. Especies de árboles (≥ 10 cm de dap) con mayor Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje en áreas bajo el tratamiento silvícola de SG para el año 2007 y 2012, en la Sierra Norte de Oaxaca.

Espece	IVI (%)	Espece	IVI (%)
	2007		2012
<i>Pinus patula</i>	46.30	<i>Pinus patula</i>	50.35
<i>Pinus pseudostrobus</i>	13.61	<i>Pinus pseudostrobus</i>	10.99
<i>Quercus ocoteaefolia</i>	5.65	<i>Latifoliada</i>	5.11
<i>E80</i>	4.53	<i>Quercus ocoteaefolia</i>	4.19
<i>Pinus ayacahuite</i>	4.04	<i>E80</i>	3.88

Asimismo, en las áreas intervenidas con el tratamiento silvícola de árboles padre (AP), para el año 2007 y 2012, fue *P. patula* el elemento arbóreo dominante con un IVI del 63.86 y 56.99 % respectivamente (Cuadro 3.7). Para el año 2007, después de casi una década desde la aplicación del tratamiento silvícola, las tres primeras especies más importantes son especies de pinos. Para el año 2012, las tres especies de pinos, que tienen los valores más altos de IVI, disminuyen su valor y *P. ayacahuite* es desplazado por dos especies de latifoliadas; aunque, a excepción de *P. patula*, todas las especies presentan valores de IVI menores al 10%.

La disminución del área basal en *P. patula* en el año 2012 es probable que sea resultado de la eliminación selectiva de árboles o de un aclareo ligero (2% aproximadamente), dirigido a árboles de diámetros pequeños principalmente, según los datos obtenidos en el área de estudio.

Cuadro 3.7. Especies de árboles (≥ 10 cm de dap) con mayor Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje en áreas bajo el tratamiento silvícola de AP para el año 2007 y 2012, en la Sierra Norte de Oaxaca.

Espece	IVI (%)	Espece	IVI (%)
	2007		2012
<i>Pinus patula</i>	63.86	<i>Pinus patula</i>	56.99
<i>Pinus pseudostrobus</i>	10.83	<i>Pinus pseudostrobus</i>	9.68
<i>Pinus ayacahuite</i>	4.87	Latifoliada	7.53
<i>Quercus crassifolia</i>	4.24	<i>Quercus crassifolia</i>	3.86
<i>Alnus firmifolia</i>	2.77	<i>Pinus ayacahuite</i>	3.76

3.7 DISCUSIÓN

3.7.1 Riqueza de especies

Las curvas de acumulación de especies no presentaron la asíntota que permite definir que el muestreo de especies es suficiente. Por lo que para este estudio sería necesario establecer un número mayor de sitios en las tres condiciones del bosque evaluado. Aunque, de acuerdo a Jiménez y Hortal (2003), conforme el inventario biológico se va complementando es más difícil capturar especies nuevas, así el esfuerzo de muestreo para aumentar el registro de especies puede ser muy elevado, lo cual puede aumentar los costos de investigación y particularmente si se trata de aumentar el número de SPM.

Zacarías y Del Castillo (2010) y Luna (2014) obtuvieron curvas asintóticas usando de 10 a 14 sitios, con una superficie de 1000 m² y 400m², respectivamente, en un bosque templado ubicado en Santa Catarina Ixtepeji, localidad cercana a la de este estudio. Sin embargo, de acuerdo a los resultados obtenidos por dichos autores, el área presenta una menor riqueza de especies arbóreas en comparación a la de este estudio por lo que con un número menor de sitios fue suficiente para asegurar la representatividad del muestreo.

Por otro lado, en este estudio se registró un total de 55 especies arbóreas, un número mayor al registrado en otros estudios publicados que se han realizado en el bosque templado mixto de la región de la Sierra Norte de Oaxaca, así como en otras regiones de bosque templado de México. Respecto a lo anterior, Castellanos *et al.* (2008) encontraron 29 especies de árboles en el bosque ubicado en Ixtlán de Juárez. En un gradiente altitudinal en Ixtepeji, otra comunidad cercana, se identificaron 25 especies arbóreas (Zacarías y Del Castillo, 2010). En la región de la Sierra Sur de Oaxaca, Leyva *et al.* (2010) reportó hasta 12 especies de árboles. Para bosques templados del norte de México se reportan menos de 10 especies de árboles (Solís *et al.*, 2006; Návar y González, 2009; Hernández *et al.*, 2013). En el bosque mixto del estado de Chiapas, Galindo *et al.* (2002) registraron 38 especies de árboles. No obstante, en un bosque templado húmedo de coníferas y latifoliadas del mismo estado de Chiapas, Jiménez (2012) reportó un total de 66 especies de árboles, un número mayor al registrado en este estudio.

El elevado número de especies registrado en este estudio puede ser consecuencia de las condiciones de humedad locales que propician un buen desarrollo de la vegetación (UZACHI, 2003), factor que para la región de la Sierra Norte parece ser determinante en la composición florística (Zacarías y Del Castillo, 2010). Por lo que no es de extrañar que se hayan registrado géneros como *Nectandra* y *Clethra*, que se consideran elementos de bosques más húmedos como el mesófilo de montaña (Corral *et al.*, 2005).

Con respecto a los resultados del índice de Margalef, y que permite medir la riqueza específica (Moreno, 2001), los resultados obtenidos para las dos fechas de medición respaldan la hipótesis sobre las diferencias entre rodales bajo manejo con respecto al BR, condición con la mayor riqueza de especies, principalmente de latifoliadas. Lo cual coincide a con Crown *et al.* (2002), quienes señalan que los bosques sin manejo presentan un mayor número especies de árboles que aquellos que son intervenidos. De igual manera, Castellanos *et al.* (2008) encontró, que un bosque maduro presentaba un mayor número de especies, sobre todo de latifoliadas, que aquellos que fueron intervenidos en forma silvícola y se encuentran en una etapa de desarrollo temprana.

Una menor riqueza de especies en SG y AP es consecuencia del manejo forestal que está encaminado a simplificar el rodal para fomentar la dominancia de especies de interés comercial (Solís *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2013). Una disminución de los valores del índice de

Margalef en bosques bajo intervención silvícola, también fueron reportados por Hernández *et al.* (2013) para un bosque templado del estado de Chihuahua.

La falta de diferencias significativas entre SG y AP en cuanto a la riqueza de especies contradice la hipótesis planteada en este estudio, lo que probablemente se deba a las semejanzas en la aplicación de los tratamientos silvícolas. Tanto en AP como en SG, y contrario a las prescripciones silvícolas de estos métodos, algunas especies de latifoliadas fueron mantenidas en los rodales (Hernández, 2007).

3.7.2 Diversidad alfa

A pesar de que las pruebas estadísticas aplicadas no registraron diferencias para una misma condición (ej. BR 2007 *vs* BR 2012) entre periodos de medición, se observó un ligero aumento de los valores de riqueza y diversidad en el año 2012 con respecto al año 2007, para las tres condiciones evaluadas, lo cual suele suceder conforme pasa el tiempo después de la intervención silvícola y a medida que las especies arbóreas tolerantes a la sombra se desarrollan bajo el dosel principal (Návar y González, 2009). Lo anterior también fue descrito por Návar y González (2009) para un bosque templado de Durango.

La respuesta del bosque a los tratamientos silvícolas, en términos de composición y diversidad, depende del tipo de bosque y del tratamiento aplicado (Corral, *et. al.*, 2005); aunque las condiciones de calidad de sitio donde se desarrolla el bosque y la intensidad del tratamiento también pueden influir en la respuesta en riqueza y diversidad. Por lo que es necesario continuar con la medición de los sitios permanentes de Capulalpam de Méndez para poder conocer mejor y controlar los cambios provocados por el aprovechamiento forestal como recomienda Corral *et al.* (2005).

Por otra parte, los valores más altos de los índices de diversidad de Shanon-Wiener, Simpson y Alfa de Fisher en el año 2007 y 2012 presentados por BR en comparación a SG y AP confirman la hipótesis planteada en este estudio, coincidiendo con los resultados obtenidos para otros bosques templados sin manejo forestal que reportan Crown *et al.* (2002), Lähde, *et al.* (2002), Castellanos *et al.* (2008), Návar y González (2009), Hernández *et al.* (2013) y Luna (2014).

Una mayor diversidad en bosques sin manejo, como BR, es posible por la ocurrencia de perturbaciones a escala de claros que promueven la diversidad alfa, permitiendo el aumento en la

presencia de especies tolerantes a la sombra y en la riqueza de especies (Franklin *et al.* 2002; Nívar y González, 2009).

En relación a SG y AP, la menor diversidad arbórea presentada en comparación a BR es una consecuencia común del aprovechamiento forestal que modifica la diversidad y composición del estrato arbóreo (Hernández *et al.*, 2013). Incrementando la dominancia de una especie o grupo de especies (Wohlgemuth *et al.*, 2002). Esta disminución de la diversidad es todavía mayor cuando se llevan a cabo con una sola especie, como es el caso del bosque templado de este estudio, donde la dominancia de *P. patula* se ha incrementado sobre otras especies de pinos, así como sobre especies de latifoliadas, debido a que es una de las especies de mayor interés comercial para la región.

La dominancia de *P. patula*, explica los valores más bajos del índice de Simpson en SG y AP, ya que este índice está influenciado por la importancia de las especies más dominantes. Asimismo, la menor riqueza de especies y una proporción menos equitativa de las mismas, por efecto del manejo forestal y las plantaciones efectuadas, influyeron en los índices de Alfa de Fisher y Shannon-Wiener, ocasionando las diferencias entre rodales con manejo y sin manejo. Corral *et al.* (2005), Solís *et al.* (2006) y Hernández *et al.* (2013) han documentado que en bosques templados bajo intervención silvícola las cortas de selección y de árboles padre disminuyen la diversidad arbórea.

Respecto a la falta de diferencias estadísticas detectada en las condiciones de SG y AP para el índice de Simpson y Alfa de Fisher, es posible que esto se deba a que en la década de 1990 estos métodos se aplicaron con criterios semejantes (Hernández, 2007), contradiciendo la hipótesis planteada. No obstante, para el índice de Shannon-Wiener si existen diferencias entre tratamientos silvícolas y con el BR, lo que finalmente confirma la hipótesis planteada, siendo respaldada por lo mencionado por Smith *et al.* (1997), que consideran que la aplicación del método de regeneración SG agrega diversidad estructural al generar pequeños espacios coetáneos que favorecen también la diversidad biológica. Asimismo Solís *et al.* (2006) en un estudio llevado a cabo en un bosque templado de Durango, México, encontró que el tratamiento de cortas de selección permitía una mayor equidad en la abundancia de las especies contra tratamientos como los aclareos, lo que contribuyó a aumentar la diversidad del área.

En cuanto a los valores presentados por los índices de diversidad utilizados, en el caso de BR son más elevados que los reportados por otros estudios consultados y que se han realizado para diferentes zonas de bosque templado maduro de la Sierra Norte de Oaxaca (Ramírez, 2005; Castellanos *et al.*, 2008; Luna, 2014). Lo anterior se debe a que BR no solo presenta un mayor número de especies, sino que también las proporciones de estas son similares, aspectos que determinan el índice de Shannon-Wiener (Solís *et al.*, 2006) y el de Alfa de Fisher (Ramírez, 2005). Respecto al índice de Simpson en su forma inversa, este toma mayores valores conforme la importancia de especie dominante disminuye (Magurran, 1988), lo cual sucedió en el BR, al disminuir la importancia de *P. patula* debido a la falta de manejo forestal.

En general las condiciones de SG y AP mostraron valores de diversidad menores a los reportados para otras zonas de bosque templado bajo manejo forestal con métodos similares en México (Solís *et al.*, 2006; Castellanos *et al.*, 2008; Nívar y González; 2009; Leyva *et al.*, 2010; Luna, 2014). Lo cual fue todavía más evidente para AP. Esto puede ser consecuencia de una mayor dominancia de una sola especie, particularmente de *P. patula*, incentivada por las plantaciones efectuadas.

Por otro lado, de acuerdo a Galindo *et al.* (2002) se debe buscar un mosaico de paisajes mixtos con fragmentos dominados por pinos, que permita un manejo forestal relativamente intenso y donde las especies de latifoliadas puedan persistir. Una medida para lograr esto es estableciendo áreas sin manejo donde especies de encinos y otras latifoliadas puedan desarrollarse y preservar la diversidad arbórea. En cierta medida, en el bosque mixto de Capulalpam de Méndez esto se ha implementado a través de la designación de áreas de conservación por decisión comunal, cuyo objetivo principal es proteger fuentes de agua entre otros recursos naturales. Áreas sin intervención silvícola permiten el establecimiento de estadios sucesionales avanzados, condiciones cada vez más escasas en áreas de bosques mixtos dentro de paisajes bajo manejo forestal (Stephens y Gill, 2005).

Finalmente, Zacarías y Del Castillo (2010) señalan que en las regiones templadas de la Sierra Norte es necesario desarrollar más investigaciones que contemplen la diversidad con todos sus componentes (alfa, beta y gamma). Lo reportado en esta investigación permitirá aumentar el conocimiento que hasta ahora se tiene de la diversidad biológica del bosque templado y

contribuir al mejoramiento de los sistemas de manejo forestal que actualmente se aplican en la región, los cuales generalmente no toman en cuenta aspectos relacionados a este atributo.

3.7.3 Índices de similitud

Los índices de similitud utilizados expresaron la semejanza en cuanto a especies de árboles entre condiciones, mostrando los valores más altos de similitud entre SG y AP. Esta similitud fue incentivada por las plantaciones llevadas a cabo con *P. patula*, principalmente, en ambas condiciones. Luna (2014) obtuvo resultados afines para una zona cercana a la de este estudio.

Por otro lado, la condición manejada con SG tuvo una mayor similitud con BR, a diferencia de AP. Lo anterior concuerda con lo expuesto por Franklin *et al.* (2002) que señala que rodales bajo manejo con el método de SG se aproximan más a rodales sin intervención en términos estructurales y de diversidad estructurales.

De acuerdo a los resultados de este estudio, las diferencias en términos de composición que genera un sistema coetáneo, como AP, en comparación a bosques sin intervención, son mayores que los generados por métodos como SG. Resultados que coinciden con lo encontrado en zonas de bosque templado del norte de México por Nívar y González (2009) y Hernández *et al.* (2013), quienes mencionan que los atributos de diversidad y composición tardan más en recuperarse cuando se aplican sistemas coetáneos, en donde una gran parte del área basal es removida. Lo que trae como consecuencia la simplificación de la estructura del rodal y la disminución de la diversidad de especies (O'Hara, 2001), creando condiciones muy diferentes a las que se generarían por perturbaciones naturales de reemplazo del rodal (Franklin *et al.*, 2002; Rossi *et al.*, 2009).

Además de lo anterior se registró un aumento en la similitud de especies de árboles entre las tres condiciones del bosque entre mediciones, debido a la ausencia de tratamientos silvícolas complementarios como los aclareos después de la aplicación de la corta de regeneración (Solís *et al.*, 2006).

3.7.4 Índice de valor de importancia

En general, en las tres condiciones del bosque evaluadas las especies de pinos son las que presentan el mayor porcentaje de IVI. En particular *P. patula* es la especie con mayor importancia ecológica; el resto de las especies presentaron un IVI muy por debajo de esta especie

(particularmente en AP y SG). El hecho de que *P. patula* sea la especie con un IVI mayor, nos ayuda a entender que a pesar de haberse determinado una alta riqueza de especies, la mayoría de los árboles son de tamaño pequeño y distribuidos en pequeñas cantidades, particularmente las especies de latifoliadas, lo encontrado en los sitios evaluados es apoyado por lo reportado por Castellanos *et al.* (2008) para una localidad cercana a la de este estudio, en donde las especies de encinos y otras latifoliadas se encuentran poco representadas con relación a la especie dominante.

En cuanto al BR, *P. patula* continúa siendo la especie con el mayor porcentaje de IVI, pero este valor es menor en comparación a las condiciones bajo manejo forestal. A su vez otras especies, de latifoliadas y de pinos diferentes a *P. patula*, cuentan con una mayor porcentaje de IVI y este aumentó en la última medición con respecto a la especie dominante. Por lo que en ausencia de perturbaciones de reemplazo de rodal y conforme avanza el proceso de sucesión, áreas como BR pueden llegar a ser dominadas por latifoliadas (Oliver y Larson, 1990; Vilá *et al.*, 20011). En el caso particular del bosque templado de la Sierra Norte, esto puede ocurrir debido a que los incendios (que pueden fungir como una de las perturbaciones de reemplazo de rodal) fueron suprimidos y fuertemente controlados desde la década de 1940, cuando comenzó la extracción comercial de madera (Mathews, 2003). En México se considera que la mayoría de los ecosistemas dominados por *Pinus* están influenciados y son mantenidos por perturbaciones naturales como los incendios (Mathews, 2003; Rodríguez y Fulé, 2003).

Mientras que en los rodales bajo manejo forestal, la dominancia de *P. patula* se ha incrementado no solo por el manejo forestal mismo, sino también por actividades complementarias como las plantaciones realizadas después de la corta de regeneración (Hernández, 2007).

Por otro lado, se observó que la mayoría de las cinco especies con un IVI mayor en el año 2007 disminuyeron sus valores en el año 2012, tanto pinos como latifoliadas. En cambio la especie denominada latifoliada (que no pudo ser identificada) incrementó su importancia en AP y en SG. No obstante, *P. patula* continuó siendo la especie dominante en ambas condiciones. Lo anterior coincide con lo mencionado por Nívar y González (2009) para un bosque de Durango, quienes señalan que a medida que pasa el tiempo, existe un ligero aumento en la dominancia de otras especies y la especie de pino dominante disminuye su presencia, sin dejar de ser la de mayor importancia ecológica (Nívar y González, 2009).

En bosques de coníferas y latifoliadas un mayor IVI de especies de pinos es normal en masas regulares, jóvenes y en desarrollo tratadas con prácticas enfocadas a la producción maderable (Návar y González, 2009; Hernández *et al.*, 2013), ya que las intervenciones silvícolas suelen favorecer al género *Pinus* (Solís *et al.*, 2006). Sin embargo, la conversión del bosque local en masas puras de *P. patula* a mediano o largo plazo es algo que debe evitarse, fomentando la mezcla de especies e incluyendo el mantenimiento de la diversidad como un objetivo del programa de manejo forestal.

3.8 CONCLUSIONES

Los tratamientos silvícolas aplicados en el bosque mixto de Capulalpam de Méndez han modificado la riqueza y diversidad de árboles en rodales bajo manejo forestal con respecto a rodales sin manejo. Lo que también reveló un patrón definido por la intensidad del manejo forestal en relación a los valores de los índices de similitud, índice de valor de importancia y del índice de Shannon-Wiener. En el cual se tienen menores valores de los índices de similitud evaluados, mayor dominancia de una sola especie y valores más bajos de diversidad mientras más intensivo es el manejo forestal. Así que los rodales intervenidos por el método de AP difieren en mayor medida respecto a los rodales sin manejo (BR), que los rodales tratados con SG. Lo anterior a pesar de que estos métodos (AP y SG) se aplicaron con criterios silvícolas semejantes en la década de 1990.

Las especies de latifoliadas y su abundancia son elementos relevantes del bosque templado del área de estudio, que contribuyen a aumentar los índices de riqueza y diversidad utilizados en las tres condiciones del bosque evaluados. En general, los individuos de este grupo de especies se encuentran poco representadas en el bosque en general.

En relación al IVI, dentro de las primeras cinco especies más importantes, solo dos especies de pinos se comparte entre las tres condiciones del bosque, *P. patula* y *P. pseudostrobus*. SG y AP además comparten a *P. ayacahuite*. Las especies de latifoliadas con mayor IVI son diferentes en cada condición evaluada.

Por otra parte *P. patula* es el elemento dominante en el área de estudio, tanto en rodales con manejo como en aquellos sin manejo forestal. Su dominancia se ha incrementado debido a las plantaciones realizadas en la década de 1990.

El BR presentó la mayor riqueza y diversidad de especies de árboles, debido principalmente a la presencia de especies de latifoliadas. Las condiciones presentadas por BR señalan un bosque maduro o en etapas de sucesión más avanzada, producto de la falta de manejo forestal o de perturbaciones de reemplazo de rodal. Además cuenta con una representación de las especies más equilibrada en términos de IVI con respecto a la especie dominante (*P. patula*).

De las condiciones intervenidas, SG es la condición con mayor similitud florística con BR y la condición bajo manejo forestal con mayor diversidad arbórea, según el índice de Shannon. Por lo que es un método silvícola que genera mejores respuestas en los rodales donde es aplicado en comparación a AP. Por el contrario AP es un método que genera rodales con valores más bajos de diversidad y menor similitud florística con las condiciones de referencia.

Es importante que el manejo forestal mantenga zonas de bosque dominadas por latifoliadas, donde se desarrollen estados sucesionales más avanzados, combinadas con zonas de manejo intensivo con dominancia de diferentes especies de pinos. Esto permitirá conservar la diversidad de especies de árboles en el paisaje del área de estudio y el mantenimiento y protección de áreas de bosque templado representativas y que funcionen como posibles reservorios de diversidad biológica en áreas bajo manejo forestal intensivo.

CAPÍTULO 4 EFECTOS DEL MANEJO FORESTAL EN LA REPOBLACIÓN Y CRECIMIENTO DE ESPECIES DE PINO EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO

4.1 RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la corta de regeneración a matarrasa en combinación con la aplicación de quema de residuos sobre el banco de semillas del suelo, en la emergencia y la supervivencia de plántulas, así como la tasa de crecimiento de las especies de pino. El estudio se llevó a cabo en bosques de la comunidad de La Trinidad en el estado de Oaxaca. Se ubicaron cuatro sitios al azar en un área intervenida con el método de matarrasa y cuatro más en otra área de matarrasa donde se aplicó una quema de residuos. En ambas áreas la corta de regeneración se aplicó en el año 2009. Los sitios fueron circulares de 100 m², dentro de los cuales se marcó toda la repoblación natural y plantada existente. Dentro de estos sitios también se registró la emergencia, supervivencia y crecimiento de las especies de pinos. Los sitios circulares se dividieron en cuatro cuadrantes, donde se ubicaron cuadros de 1m² para analizar el banco de semillas. El banco de semillas del suelo y el número de plántulas que emergieron fue menor en el área con quema. El patrón de supervivencia observado en plántulas del primer año y las de más de un año no fueron estadísticamente diferentes entre las áreas con quema y sin quema de residuos. Por otro lado, la tasa de crecimiento absoluto en altura de la repoblación plantada y natural fue más elevada en el área con quema. Las tasas de crecimiento absoluto y relativo en diámetro fueron mayores en el área sin quema. La quema de residuos puede no ser una práctica necesaria para fomentar la repoblación natural de especies de pino en el área de estudio; por el contrario, produce efectos adversos en el reclutamiento de nuevos individuos de las especies de pino.

Palabras clave: matarrasa, quema de residuos, banco de semillas, emergencia, supervivencia.

4.2-ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the effect of the regeneration method of clear-cut in combination with slash-pile and burn of harvest residues, on the soil seed bank, seedling emergence and survival, and growth rates of pine species. The study was carried out in community-own forests of La Trinidad, the state of Oaxaca. Four sites were randomly located in a site harvested by the clear-cut method; another four more sites were located a clearcut area where the slash pile burning technique was applied. In both areas the clearcutting method was performed in 2009. All natural regenerated and planted pine species were registered in circular sites of 100 m². Within these sites the emergence, survival, and growth of new pine individuals were recorded. The seed bank was analyzed in 4 subplots of 1m². There were low numbers of seeds in the seedbank in areas treated with slash and burn. Also, fewer number or emerging seedlings were registered in burned areas. Observed survival patterns of current-year and older seedlings were not statistically different between burned and non-burned areas. On the other hand, the absolute growth rate in seedling height was higher in burned areas. However, the absolute and relative growth rates in diameter were higher in un-burned areas. Therefore, burning of harvesting residues could be an unnecessary practice utilized to promote the natural repopulation of pine species in the study site, as it produces adverse effects in the recruitment of newly pine individuals.

Key words: clear-cut, slash pile burning, soil seed bank, emergence, survival.

4.3 INTRODUCCIÓN

Los métodos de repoblación que dan origen a masas coetáneas como el de matarrasa, son utilizados para lograr el establecimiento de especies de pino en áreas bajo manejo forestal (Nyland, 1996). Este método consiste en la remoción completa de la cobertura forestal, dejando un considerable depósito de residuos en la superficie del suelo, lo que puede traer consecuencias para el desarrollo de las especies de pino. En algunas áreas bajo manejo forestal, el apilamiento de los residuos y su posterior quema, es una práctica que se ejecuta con el fin de asegurar el establecimiento de la nueva masa forestal (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009).

Aunque la quema de residuos provee de algunos beneficios, también hay efectos negativos en el suelo y sus componentes (Smith *et al.*, 1997; Korb *et al.*, 2004). Uno de estos efectos es la eliminación del banco de semillas por las altas temperaturas que se generan (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). De acuerdo a Pakeman y Small, (2005) la remoción del banco de semillas retrasa la repoblación, además de tener un efecto sobre la composición de especies.

El banco de semillas del suelo ha sido poco estudiado en áreas bajo manejo forestal, a pesar de que tiene una gran influencia en la sucesión vegetal después de la cosecha (Carrillo *et al.*, 2007). En general se considera que los pinos no forman bancos de semillas permanentes, ya que una vez depositadas las semillas en el suelo estas pierden viabilidad rápidamente debido a factores bióticos y abióticos (Spurr y Barnes, 1982; Johnson y Fryer, 1996; Tomback *et al.* 2001). Pero si se reciben los estímulos ambientales adecuados (humedad y temperatura, principalmente) y las condiciones del suelo son las apropiadas (exposición del suelo mineral, disponibilidad de nutrientes, etc.), se inicia la germinación de la semillas, comenzando la etapa de emergencia y establecimiento (Spurr y Barnes 1982; Nyland, 1996; Musálem *et al.*, 1991).

Una vez que una plántula de *Pinus* sp. logra establecerse, comienza el proceso de crecimiento. El cual está influido por las características genéticas del individuo y su interrelación con el ambiente, factores climáticos, de suelo, topográficas y por la competencia inter e intraespecífica (Prodan *et al.*, 1997).

El crecimiento se puede expresar en diámetro del tallo, altura, área basal o volumen, y es uno de los procesos donde el manejo forestal y las prácticas silvícolas influyen para lograr los productos maderables deseados (Prodan *et al.*, 1997; Louman *et al.*, 2001). Su evaluación permite definir

estrategias de manejo para optimizar las tasas de crecimiento, y debido a que es un proceso dinámico, su medición requiere de una evaluación permanente (Torres y Magaña, 2001).

Debido a la importancia de la repoblación y el crecimiento de especies de pino en un área bajo manejo forestal se planteó este estudio en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca bajo los siguientes objetivos e hipótesis:

4.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

4.4.1 Objetivo general

Estudiar el proceso de repoblación natural y el crecimiento de especies de pino en una corta de regeneración a matarrasa con y sin aplicación de quema de residuos

4.4.2 Objetivos específicos

Evaluar el banco de semillas en áreas intervenidas con matarrasa y quema de residuos.

Analizar la emergencia y supervivencia de plántulas en áreas intervenidas con matarrasa y quema de residuos.

Comparar el crecimiento en diámetro y altura de la repoblación natural y plantada en áreas intervenidas con matarrasa y quema de residuos.

4.4.3 Hipótesis

Existe un mayor número de semillas en el banco del piso forestal en áreas sin quema de residuos, que en aquellas donde esta se aplicó.

La emergencia y supervivencia de plántulas de primer año y de más de un año es mayor en el área con matarrasa donde no se aplicó la quema de residuos.

El crecimiento en diámetro y altura es diferente en las áreas de matarrasa con quema y sin quema de residuos, así como también es diferente entre la repoblación natural y plantada.

4.5 METODOLOGÍA

4.5.1 Área de estudio

La comunidad de La Trinidad forma parte del municipio de Santiago Xiacuí, dentro del Distrito de Ixtlán de Juárez en la región de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca. Geográficamente se localiza en las coordenadas 17° 16' 09.43" de latitud norte y 96° 25' 00.77".

El clima del área de estudio, de acuerdo a la clasificación propuesta por Köppen y modificada por García (1988), es el C (w2)(w)_{big}, descrito como templado sub-húmedo; el más húmedo de los templados, con abundantes lluvias en verano; además presenta entre 30 y 59 días de lluvia invernal con una precipitación de 150 a 200 mm. La precipitación promedio anual es de 1,115.6 mm. Los meses con mayor intensidad de lluvias son junio a octubre (UZACHI, 2003).

El tipo de suelo existente en la región, según la clasificación de la FAO-UNESCO (1990), son los Litosoles, Rendzinas y Cambisoles. En la zona de bosque de coníferas los suelos son muy delgados y ácidos (UZACHI, 2003). El intervalo de altitud va de los 2000 a los 3000 m (UZACHI, 2003). En el área existen tipos de vegetación como el bosque de pino, el bosque húmedo y subhúmedo de pino-encino y bosque mesófilo de montaña (Rzedowski, 1978; UZACHI, 2003).

De acuerdo a la información del Programa de Manejo Forestal (UZACHI, 2003) el tipo de tenencia de la tierra del área forestal es comunal. La superficie forestal total de la comunidad es de 805 ha, de las cuales 643.554 ha se encuentran bajo manejo forestal y el resto está designado como áreas de protección y/o conservación, así como para otro tipo de actividades productivas. Los volúmenes cortados anualmente varían entre 2,000 a 3,000 m³, con turnos de 40 años. Se utiliza el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) con la aplicación de cortas de regeneración de matarrasa en franjas, en combinación con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), empleando como método de regeneración el de selección grupal. Las especies comerciales más importantes son *Pinus patula* Schltdl. et Cham., *Pinus ayacahuite* C. Ehrenb. ex Schltdl. y *Pinus pseudostrobus* Lindl.

4.5.2 Trabajo de campo

Se ubicaron dos áreas cercanas intervenidas con la corta de regeneración a matarrasa en el año 2009. En ambas áreas se llevó a cabo el apilamiento de residuos en forma perpendicular a la pendiente y en una de ellas se aplicó la quema de residuos en el mismo año de intervención. En las cuales en el año 2010 se hizo una plantación con *P. patula*, con una densidad promedio de 1600 individuos por hectárea. La semilla para la producción de la planta utilizada se recolectó dentro del mismo bosque del área de estudio, produciéndose en el vivero comunal de La Trinidad. Durante los primeros años después de llevada a cabo la reforestación se han aplicado limpiezas para controlar la vegetación herbácea y arbustiva.

En cada área de matarrasa se ubicaron en forma aleatoria 4 sitios circulares de 100 m². Dentro de estos sitios se evaluó el banco de semillas en una superficie de 4 m², por lo que la superficie de muestreo total para cada condición fue de 16 m². Las muestras se obtuvieron del mantillo y de los primeros 5 cm de profundidad del suelo, las cuales fueron tamizadas. Las semillas encontradas se contaron y fueron caracterizadas como llenas y vanas (Daskalakou y Thanos, 1996; Tíscar, 2007). Para ello, se utilizó un separador por gravedad, cuyo principio está basado en el peso de las semillas, considerando que aquellas que tienen embrión son las de mayor peso y por tanto tienen un mayor potencial de germinación.

Dentro de los sitios de 100 m² se identificó toda la repoblación natural de especies de pinos para registrar mensualmente la emergencia y supervivencia de plántulas de primer año durante un periodo de evaluación de 12 meses (enero a diciembre de 2012), así como la supervivencia acumulada durante un periodo de evaluación de 13 meses (diciembre de 2011 a diciembre de 2012). La supervivencia acumulada se refiere a todos los individuos de origen natural que emergieron desde el año 2009 y hasta el año 2012. Las causas de mortalidad, cuando esta se presentó, fue registrada de acuerdo a lo siguiente: sequía (presencia de cotiledones secos o de la estructura del individuo); daño físico (plántulas que murieron por rodamiento de rocas y pisoteo de fauna mayor); y causa desconocida, (plántulas que no fueron encontradas en el siguiente censo).

Para evaluar la tasa de crecimiento de la repoblación natural y plantada, se hicieron dos mediciones, en el mes de julio y diciembre del año 2012, en donde se registraron datos de altura total en centímetros (la cual se consideró desde la base del tallo hasta la punta de la yema apical)

utilizando un flexómetro; y diámetro basal (a ras del suelo) de cada individuo, mediante un vernier con aproximación a milímetros, señalando su origen (natural o plantado).

4.5.3 Análisis de datos

Para llevar a cabo el análisis de los datos se utilizó un modelo lineal generalizado (GLM), aplicando la distribución Poisson con la función liga log (Kerr *et al.*, 2008; Otto *et al.*, 2010). Se consideró un nivel de significancia de $\alpha \leq 0.05$, lo cual permitió detectar diferencias entre el área con quema (CQ) y sin quema (SQ). Este método es el más adecuado para variables de conteo (Balzarini *et al.*, 2008; Kerr *et al.*, 2008).

La supervivencia de plántulas del primer año se analizó mediante la función de supervivencia del procedimiento LIFETEST de SAS (SAS versión 9.0). Este procedimiento estima las probabilidades de supervivencia para cada condición y realiza una comparación entre curvas de supervivencia. Las diferencias estadísticas significativas entre curvas de supervivencia se ejecutó a través de prueba de Wilcoxon (SAS Institute, 2002; Castillo, 2013). La ecuación es la siguiente:

$$S(t) = Pr\{T > 1\}$$

Dónde $S(t)$ es la función de supervivencia, Pr es la probabilidad y T es el tiempo de vida de un individuo.

Se estimaron las tasas absoluta y relativa de crecimiento en diámetro y altura para todos los individuos registrados (Hunt *et al.*, 2002):

$$TCA = \frac{w_2 - w_1}{t_2 - t_1}$$

$$TCR = \frac{\ln w_2 - \ln w_1}{t_2 - t_1}$$

TCR y TCA son las tasas absolutas y relativas de crecimiento; w_1 y w_2 es la altura total o diámetro a la base en la medición hecha en julio y en diciembre de 2012, respectivamente; t_1 y t_2 , corresponde al tiempo en meses entre ambas mediciones. Posteriormente, para comparar los valores obtenidos entre los tratamientos evaluados se aplicó un análisis de covarianza, considerando el tamaño inicial en diámetro y altura como covariables. La separación de medias

se realizó con la prueba de Tukey con $\alpha \leq 0.05$. Se utilizó el procedimiento GLM de la versión 9.0 de SAS (SAS Institute, 2002). La ecuación del modelo aplicado es la siguiente (Balzarini *et al.*, 2008):

$$Y_{ijk} = \mu + T_j + O_k + \beta x_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde Y es la variable dependiente (tasa de crecimiento en diámetro o altura), μ corresponde a la media general de las observaciones, T_j es el efecto del tratamiento; O_k es el origen (natural o plantado) y β es el parámetro desconocido que representa las tasa de cambio en Y frente al cambio unitario de x ; x_{ij} es la variable regresora o covariable (tamaño inicial) y ε es el error aleatorio asociado con la unidad de muestreo.

Las variables indicadas como covariables representan variables aleatorias continuas cuyo valor varía con cada unidad de muestreo y que posiblemente están relacionadas linealmente con la variable respuesta (Balzarini *et al.*, 2008). Mediante el análisis de covarianza se ajusta o remueve la variabilidad en la variable dependiente debida a la covariable antes de analizar las diferencias entre tratamientos (Balzarini *et al.*, 2008).

4.6 RESULTADOS

4.6.1 Banco de semillas del suelo

De acuerdo a la prueba de Poisson, el número de semillas encontradas en el banco de semillas de la condición sin quema (SQ) fue estadísticamente mayor ($p < 0.01$) al registrado en el banco de la condición con quema (CQ) (Figura 4.1).

La proporción de semillas vanas encontradas en la condición SQ fue ligeramente mayor (53.60%) con respecto a la proporción de semillas llenas (46.39%) (Figura 1). En cambio, en la condición CQ la proporción de semillas llenas fue mayor (81.82%) a la proporción de semillas vanas (18.18%) (Figura 4.1).

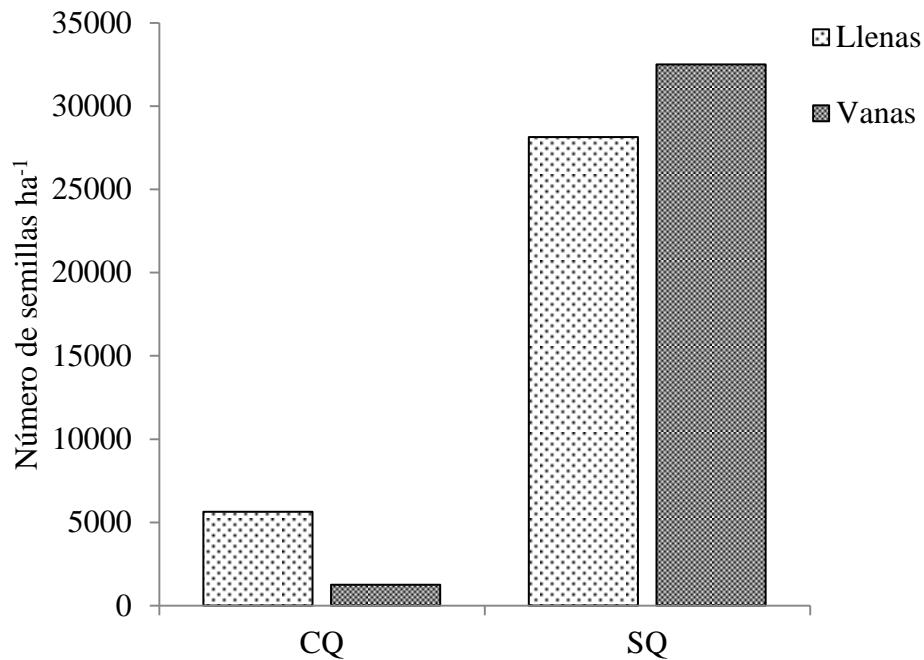


Figura 4.1. Número de semillas por hectárea de especies de pinos en áreas tratadas con corta de regeneración a matarrasa con quema de residuos (CQ) y sin quema (SQ) en el bosque templado de La Trinidad Ixtlán, Oaxaca.

4.6.2 Emergencia y supervivencia del primer año

Se observaron diferencias significativas entre las condiciones SQ y CQ en la emergencia de plántulas (prueba de Poisson, $p=0.0472$). La condición CQ presentó una menor densidad de plántulas emergidas (Cuadro 4.1), la cual está relacionada con la menor densidad de semillas registrada en el banco de semillas del suelo.

Desde enero hasta julio se registraron plántulas emergidas en ambas condiciones, la máxima emergencia se presentó entre abril y mayo en CQ y SQ, respectivamente (Figura 2 a y b). También se registró emergencia, aunque escasa, en el mes de septiembre en CQ (Figura 2a), así como en septiembre y noviembre en SQ (Figura 4.2 b).

Cuadro 4.1. Densidad promedio por hectárea (\pm desviación estándar) de la emergencia y supervivencia de plántulas de pino de primer año y sus causas de mortalidad en áreas intervenidas con corta de regeneración en matarrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Tratamiento	Emergencia	Supervivencia	Causas de mortalidad		
	plántulas ha ⁻¹	plántulas ha ⁻¹	Sequía plántulas ha ⁻¹	Daño físico plántulas ha ⁻¹	Desconocida plántulas ha ⁻¹
Con quema	1000 \pm 547.7	625 \pm 450	125 \pm 50	75 \pm 95.7	175 \pm 125.8
Sin quema	1450 \pm 640.3	800 \pm 489.8	175 \pm 95.7	175 \pm 95.7	300 \pm 244.9

En la condición CQ la mortalidad de plántulas se presentó en los meses de abril, junio, agosto, noviembre y diciembre. Las causas probables de mortalidad fueron la sequía (33.33 %) y daño físico (20%), aunque la mayor proporción de plántulas muertas fue por causa desconocida (46.66%) (Cuadro 4.1). Asimismo, en la condición SQ se registró mortalidad de plántulas en los meses de marzo, junio, julio, agosto y noviembre por causas como la sequía (26.92%), daño físico (26.92%) y causa desconocida (46.15%) (Cuadro 4.1).

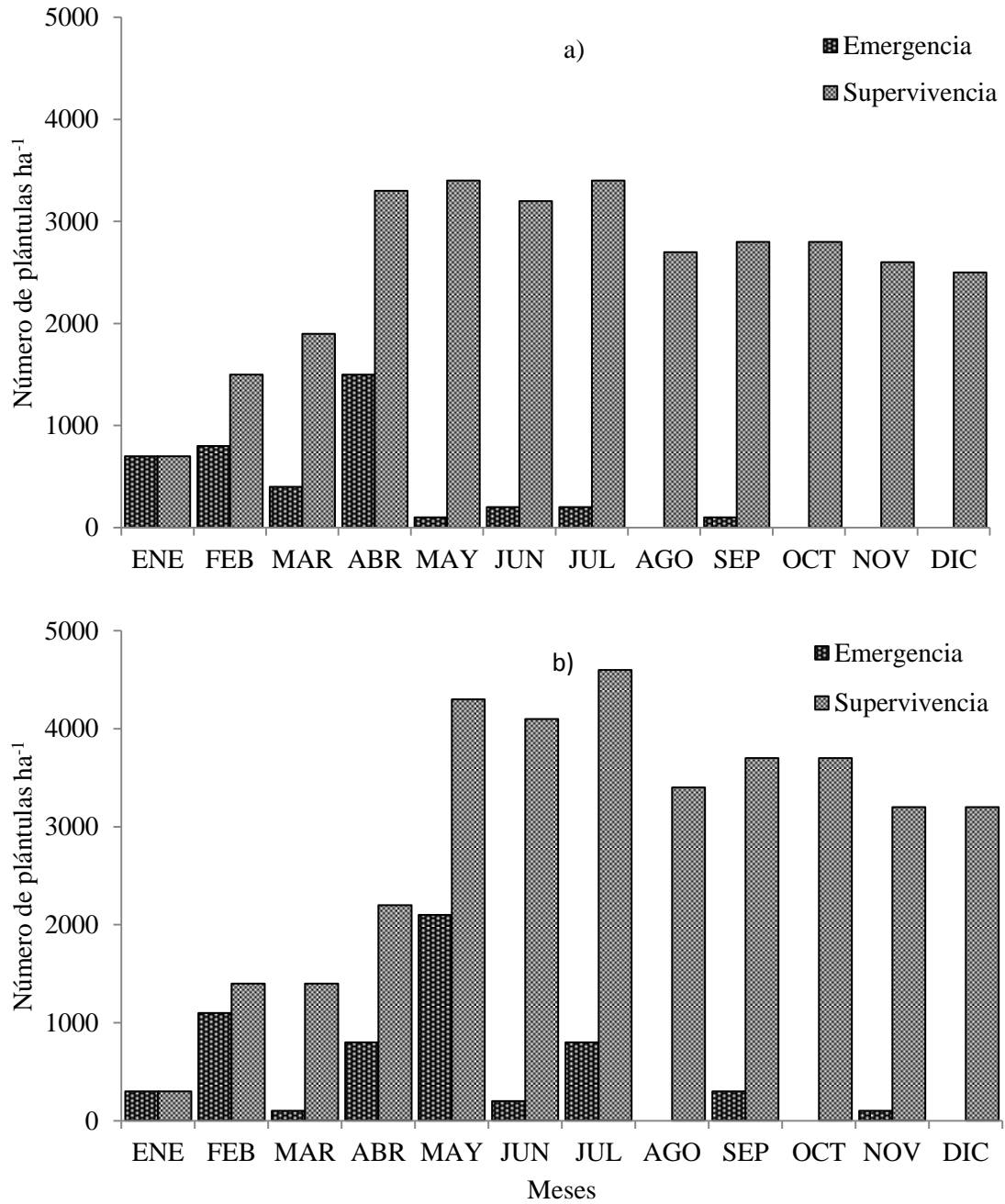


Figura 4.2. Emergencia y supervivencia de plántulas de especies de pino durante el primer año de evaluación en sitios con corta de regeneración a matarrasa; con quema (a) y sin quema (b) de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Para la supervivencia no se detectaron diferencias estadísticas significativas entre las condiciones CQ y SQ (Wilcoxon $p=0.1202$). La probabilidad de supervivencia para un periodo de 12 meses de evaluación en la condición CQ fue de 0.441, con un 62% de individuos vivos de los registrados al inicio del periodo de evaluación. En la condición SQ la probabilidad de supervivencia fue de 0.502, sobreviviendo el 55% de los individuos censados (Figura 4.3).

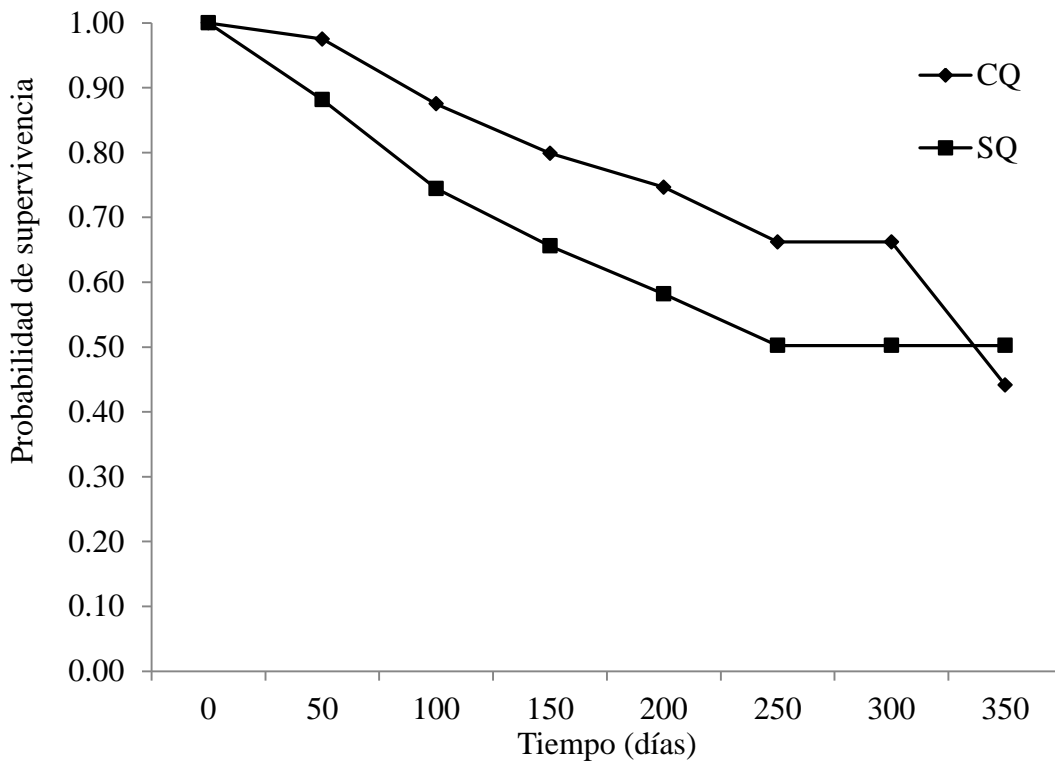


Figura 4.3. Supervivencia de plántulas del primer año de especies de pino en sitios con corta de regeneración a matarrasa con quema (CQ) y sin quema (SQ) de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

4.6.3 Supervivencia acumulada

En el Cuadro 4.2 se muestra la densidad promedio de la repoblación acumulada durante un período de evaluación de 13 meses. Se observa que la desviación estándar es elevada, lo que significa que la variación en los datos obtenidos con respecto al promedio es elevado.

Cuadro 4.2. Densidad promedio por hectárea (\pm desviación estándar) de la supervivencia acumulada de individuos de pino y sus causas de mortalidad en áreas intervenidas con corta de regeneración en matarrasa con y sin quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Tratamiento	Supervivencia (No. ind. ha ⁻¹)	Causas de mortalidad		
		Sequía (No. ind. ha ⁻¹)	Daño físico (No. ind. ha ⁻¹)	Desconocida (No. ind. ha ⁻¹)
Con quema	2550 \pm 1678.29	350 \pm 173.2	300 \pm 316.2	275 \pm 125.8
Sin quema	3850 \pm 844.66	750 \pm 519.6	625 \pm 457.3	550 \pm 310.9

En el tratamiento CQ la mortalidad no se registró durante los meses de diciembre del año 2011, ni en enero, febrero, mayo, septiembre y octubre del siguiente año. La sequía fue la causa de mayor mortalidad (37.83%), seguida del daño físico (32.43 %) y finalmente causas desconocidas (29.72%) (Cuadro 4.2).

En la condición SQ no se presentó mortalidad de la repoblación natural en diciembre del año 2011, enero, mayo y octubre del 2012. Al igual que en CQ las causas de mortalidad de los individuos fueron la sequía (38.96%), enseguida al daño físico (32.46%) y finalmente por causas desconocidas (28.57%) (Cuadro 4.2). En el mes de agosto se registró la mayor cantidad de individuos muertos, principalmente por daño físico, y en menor medida por otras causas.

Con respecto a la probabilidad de supervivencia, no se detectaron diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Wilcoxon ($p= 0.1894$). Por lo que se rechaza la hipótesis planteada en este estudio, que establecía que la supervivencia de plántulas es mayor en áreas sin quema de residuos. Al final del periodo de evaluación la probabilidad de supervivencia para CQ fue de 0.722, donde un 73% de los individuos vivos sobrevivieron (Figura 4); en SQ la probabilidad de supervivencia al final de la evaluación fue de 0.659, donde un 67% de los individuos sobrevivió (Figura 4.4).

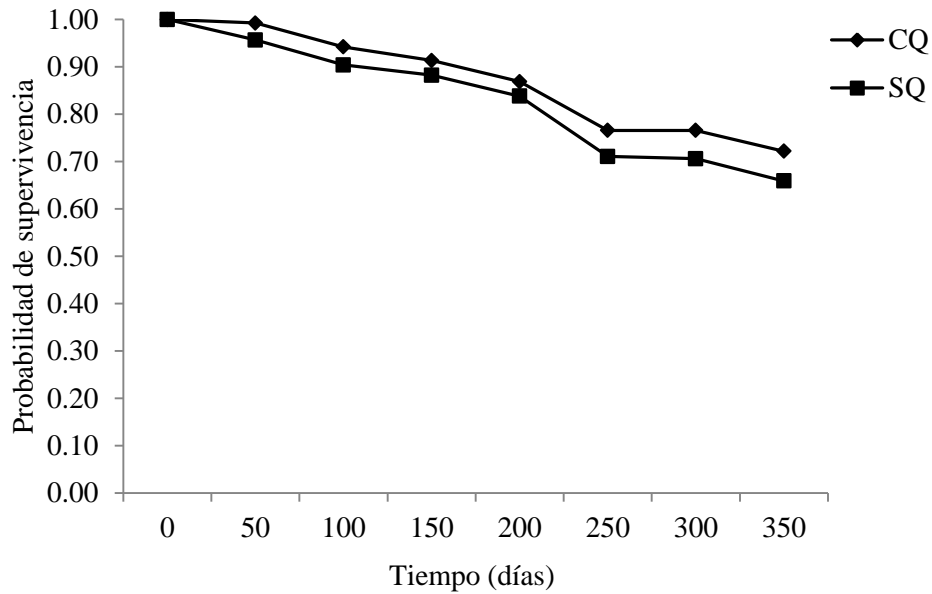


Figura 4.4. Curvas de supervivencia acumulada de individuos de *Pinus* sp. para la corta de regeneración a matarrasa con quema (CQ) y sin quema (SQ) en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

4.6.4 Tasas de crecimiento

En el Cuadro 4.3 se muestran los valores promedio de los parámetros evaluados en la repoblación natural y plantada de especies de pino en CQ y SQ. El diámetro basal tanto en la repoblación natural y plantada fue más grande en el tratamiento SQ. Por el contrario, los mayores valores en altura se registraron en el tratamiento CQ, tanto para la repoblación natural como para la repoblación plantada. En este estudio no se evaluó la sobrevivencia de la repoblación plantada ni se tienen datos de las condiciones iniciales, pero se observó que la densidad de individuos plantados (P) fue más elevada en SQ en comparación a CQ. Debido a la falta de esta información inicial de la plantación, no es posible atribuir este resultado a algún factor.

Cuadro 4.3. Valores promedio de los parámetros evaluados en la repoblación natural y plantada de especies de pino en áreas tratadas con matarrasa con y sin quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca. (Diámetro 1= primera medición; Diámetro 2=segunda medición; Lo mismo aplica para la variable altura)

Tratamiento	Origen*	Densidad (ha ⁻¹)	Diámetro 1 (mm)	Diámetro 2 (mm)	Altura 1 (cm)	Altura 2 (cm)
Con quema	P	1350	28.611± 11.7	31.77± 12.5	176.81± 48.1	213.81± 55.6
Con quema	N	2550	6.18 ± 6.1	6.64 ± 7.3	60.59 ± 50.0	75.61 ± 58.8
Sin quema	P	2200	21.54 ± 15.6	43.68± 17.1	166.09± 47.5	191.31±51.8
Sin quema	N	3850	7.16 ± 5.7	10.52 ± 8.6	37.28 ± 33.9	52.98 ± 43.8

Origen: P = plantado; N = Natural.

En cuanto a las tasas de crecimiento la prueba de Tukey reveló diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) en todos los casos analizados. El modelo aplicado fue altamente significativo ($p < 0.0001$), así como también la covariable tamaño inicial ($p < 0.0001$). Por lo que el análisis de covarianza utilizado fue el adecuado para los parámetros evaluados.

Respecto a las tasas de crecimiento en diámetro basal, en CQ la TCA (tasa de crecimiento absoluto) tuvo un promedio de $0.527 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ en los individuos plantados (P) y en los individuos que forman parte de la repoblación natural (N) fue de $0.077 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$. En SQ la TCA fue de $3.689 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ para individuos plantados y de $0.559 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ para individuos cuyo origen es la repoblación natural. La TCA de individuos plantados en SQ fue diferente estadísticamente del resto ($p < 0.001$) (Figura 4.5).

La tasa de crecimiento relativo (TCR) para el diámetro basal presentó diferencias estadísticas altamente significativas ($p < 0.0001$), ya que P y N en SQ obtuvieron los valores más elevado siendo de $0.13 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ y de $0.06 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ respectivamente. En CQ la TCR fue de $0.02 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ para P y de $0.01 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ para N (Figura 4.5).

En cuanto a la TCA en altura, se reportan diferencias estadísticas altamente significativas ($p < 0.0001$) entre las condiciones evaluadas. En este caso P de CQ mostró el valor promedio más alto ($6.16 \text{ cm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$), seguido de P en SQ ($4.20 \text{ cm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) (Figura 4.5).

Para la TCR de la altura, también existen diferencias altamente significativas ($p < 0.0001$) entre tratamientos y el origen de los individuos. Al respecto, N de SQ tuvo el promedio más elevado de crecimiento con una TCR de $0.06 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ y fue diferente del resto (Figura 4.5). N de CQ tuvo una TCR de $0.04 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ y fue diferente de P de SQ con una TCR de $0.02 \text{ mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$.

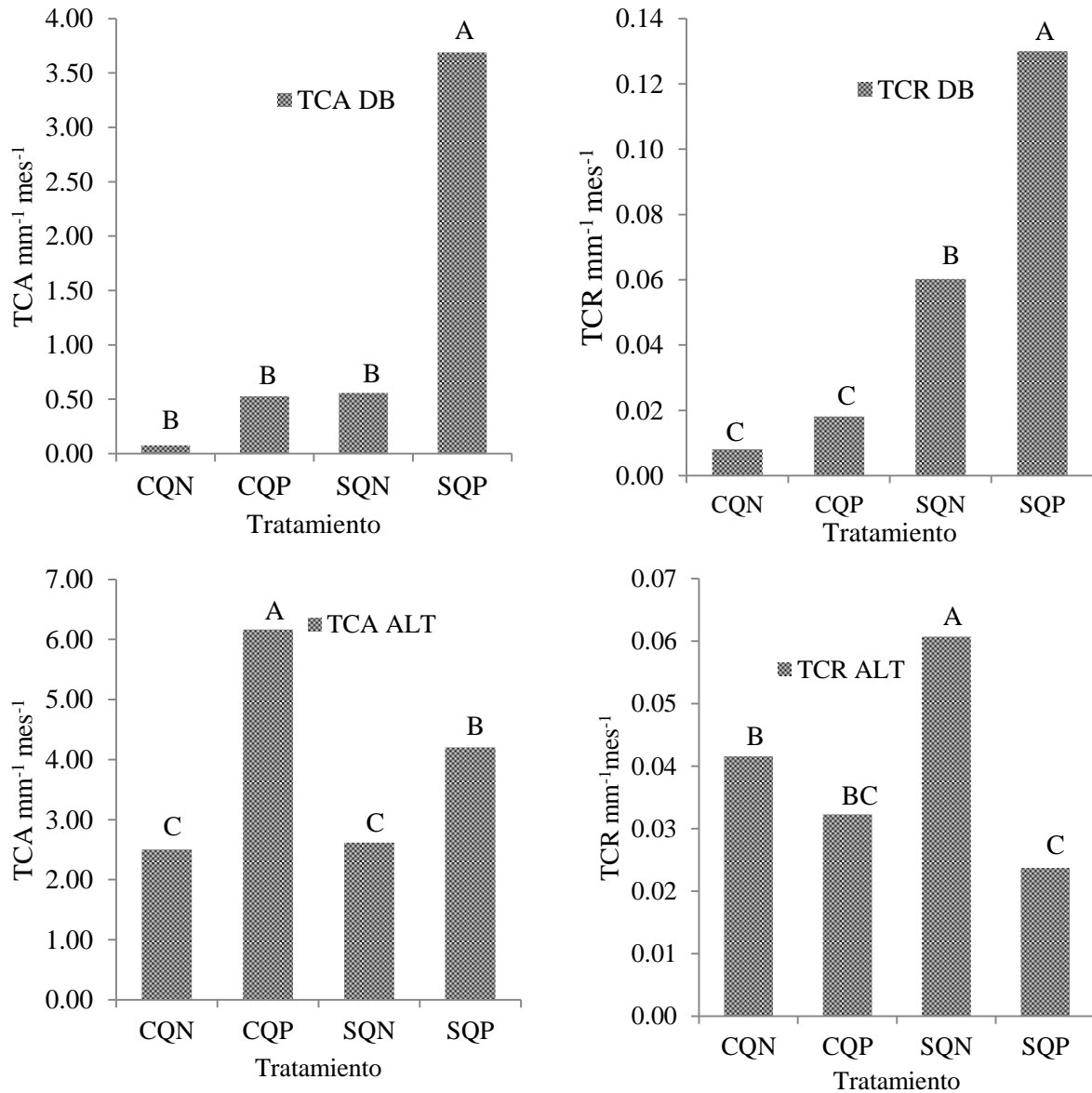


Figura 4.5. Tasas de crecimiento absoluto y relativo en diámetro (mm) y altura en (cm) en áreas tratadas con matarrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($\alpha \leq 0.05$). TCA y TCR DB= tasas de

crecimiento absoluta y relativa para el diámetro basal (mm); TCA y TCR ALT= tasas de crecimiento absoluta y relativa para la altura (cm).

4.7 DISCUSIÓN

4.7.1 Banco de semillas del suelo

La menor densidad de semillas en el piso forestal del área CQ fue un efecto de la aplicación de la quema de residuos que elimina o altera el banco de semillas por las altas temperaturas que se generan (Korb *et al.*, 2004; Creech; 2009). Esto condujo a aceptar la hipótesis planteada en este estudio, lo cual coincide con los resultados de otros estudios. Por ejemplo, Vega *et al.* (2008) señalaron una disminución de la densidad del banco de semillas después de la ocurrencia de un incendio en un área de *Pinus pinaster* en España. Asimismo Daskalaku y Thanos (1996) reportaron efectos similares para zonas de bosque incendiado de *Pinus halepensis* en Grecia.

Por el contrario, a pesar de la menor densidad de semillas del área CQ, la proporción de semillas llenas fue mayor (81.82%) que la proporción de semillas llenas en el área SQ (46.39%). Lo anterior se debe a un depósito de semillas más reciente en el área CQ y que proveniente de la lluvia de semillas de rodales adyacentes al área de matarrasa. Este tipo de suministro de semillas permite la renovación del banco de semillas del piso forestal, principalmente después de una perturbación como los incendios (Nyland, 1996; Daskalaku y Thanos, 1996; Izhaki *et al.*, 2000; Dalling, 2002; Larson y Franklin, 2005; Otto *et al.*, 2010; Marañón *et al.*, 2013).

Una proporción baja de semillas llenas, como ocurrió en la condición SQ, ha sido reportada para otras especies de coníferas en general y de pinos en particular (Castro *et al.* 1999; Karlsson y Örlander, 2000; Velasco *et al.*, 2007; Gómez *et al.*, 2010). Para Zavala y Méndez (1996) lo anterior puede ser consecuencia de las fluctuaciones climáticas bruscas, la polinización (autopolinización) y la fertilización inadecuada, la deficiencia de nutrientes en el suelo, así como la depredación de conos y semillas por insectos y otros animales, entre otros.

Por otro lado, una vez que una semilla cae en el piso forestal pierde viabilidad rápidamente debido a las condiciones ambientales como lo señalan varios autores para otras especies de pinos en diversas latitudes (Daskalaku y Thanos, 1996; Johnson y Fryer, 1996; Izhaki *et al.*, 2000; Nathan y Ne'eman, 2004; Pausas *et al.*, 2004; Marañón *et al.*, 2013). La pérdida rápida de viabilidad del banco de semillas fue una de las razones por las que una menor proporción de

semillas llenas fue encontrada en el área SQ, sin descartar los factores mencionados por Zavala y Méndez (1996), que requieren ser incluidos en estudios futuros. Es probable que las especies de pino presentes en el área de estudio no formen bancos de semillas verdaderos sino temporales, afectando el establecimiento de la repoblación después de una perturbación, sobre todo si no existe una lluvia abundante de semillas.

Por otra parte, hacen falta estudios que consideren todo el ciclo reproductivo de los pinos, desde la formación de estróbilos hasta la caída de semillas y su depósito en el piso forestal, así como su relación con las condiciones climáticas y las condiciones del suelo, abarcando periodos de medición de 2 a 3 años como mínimo, además de considerar pruebas de germinación. Esto permitirá un mayor entendimiento del proceso de repoblación natural de *Pinus sp.* en la región de la Sierra Juárez.

4.7.2 Emergencia y supervivencia de plántulas del primer año

Frecuentemente se ha considerado que tanto el fuego como la corta de regeneración a matarrasa, o la combinación de ambos, permiten una mayor densidad de individuos y un mejor establecimiento de las especies de pinos (Boydak, 2004; Hancock *et al.*, 2005; Peters y Sala, 2008; Prévosto y Ripert, 2008). Lo anterior contrasta con los resultados encontrados en este estudio y que confirmaron la hipótesis propuesta, ya que la densidad de plántulas que emergieron el primer año fue mayor en el área sin quema. Esto fue atribuido a la menor densidad de semillas en el banco de semillas del piso forestal del área CQ. Aunque otros factores, tanto bióticos como abióticos también pudieron intervenir, y que no fueron considerados en este estudio.

Además de presentar una menor densidad de plántulas que el área SQ, la densidad de plántulas de primer año registrada en la condición CQ (1000 plántulas ha⁻¹) fue mucho menor a la densidad de 22,900 plántulas ha⁻¹ reportada para un bosque de *P. halepensis* en Francia, donde se aplicó una quema de residuos (Prévosto y Ripert, 2008). Estos autores relacionan esta elevada densidad de en *P. halepensis*, con las condiciones de humedad y la abundante lluvia de semillas, posterior a la aplicación de la quema de residuos; factores que en nuestro estudio no fueron evaluados. En otros casos una alta densidad de plántulas después de un incendio natural, aun cuando no existan semillas en el piso forestal, esta puede ser atribuida a la presencia de conos serotinos, la formación de bancos de semillas en el dosel, y a una abundante lluvia de semillas y a la intensidad del incendio (que no sea severo). En algunos casos los incendio naturales

podrían asemejarse a la quema de residuos en sus efectos y no solo permitir la apertura de los conos sino también que las condiciones de suelo sean adecuadas para la germinación y establecimiento de las plántulas al exponer el suelo mineral cuando existe cobertura de hojarasca muy gruesa (Otto *et al.* 2010).

La densidad de plántulas en nuestro estudio se considera baja de acuerdo a lo mencionado por Pausas *et al.* (2003) quienes consideran que una densidad menor a 4500 plántulas ha⁻¹ es baja en zonas donde han ocurrido incendios (aunque en nuestro caso fue quema de residuos), lo cual dependerá de las condiciones del sitio, características del incendio, etc. Sin embargo, en el área de este estudio hay recordar que existe una la plantación de pinos establecida que en conjunto con la repoblación natural aseguran una densidad adecuada para el desarrollo de una nueva masa forestal.

El suministro de semillas es importante para lograr una densidad elevada de plántulas (Prévosto y Ripert, 2008; Otto *et al.*, 2010), sin embargo, en el caso del área de estudio, tanto en CQ como en SQ, además de una densidad baja de semillas, también se debe considerar el espacio de crecimiento se encuentra ocupado por la plantación realizada y que posiblemente también influye en un menor reclutamiento de plántulas. Ya que puede haber un efecto de competencia, como se ha documentado para la vegetación de herbáceas que compiten con el establecimiento de repoblación natural de pinos (Prévosto y Ripert, 2008).

En cuanto a la densidad de plántulas emergidas observada en el área SQ (1450 plántulas ha⁻¹) esta fue menor en comparación a la densidad de plántulas del primer año de *P. patula* (1875 ha⁻¹) para un sitio bajo aprovechamiento con cortas de regeneración de árboles padre en el estado de Hidalgo, México (Castillo, 2013). Entre ambos sitios las condiciones climáticas son similares, aunque la densidad de semillas del piso forestal y la cantidad de semillas llenas reportadas por Castillo (2013) fue menor a la de este estudio, el potencial de germinación fue del 50% lo que pudo contribuir a un mayor establecimiento de plántulas.

A pesar de la diferencia en el reclutamiento de plántulas, la sobrevivencia en el área SQ fue similar a la sobrevivencia del 53% señalada por Castillo (2013) para plántulas de primer año de *Pinus patula*, en una región del estado de Hidalgo, México, debido a las condiciones de humedad que imperan en ambas zonas. Cabe mencionar que el estudio de Castillo, no incluyó quema de

residuos y el método de regeneración fue el de árboles padre. Lo que podría indicar que para *P. patula* no es tan necesario el uso de fuego ni de métodos intensivos como el de matarrasa, al menos para la Sierra Norte de Oaxaca.

Por otra parte, la supervivencia reportada en diferentes estudios es muy variable dependiendo de las especies estudiadas y de las condiciones bióticas y abióticas, por ejemplo en nuestra el área de estudio la supervivencia fue mayor a la reportada por Lee *et al.* (2004) para *Pinus densiflora* en condiciones de dosel abierto, las condiciones que tuvieron una gran influencia en los porcentajes de supervivencia fueron la sequía, la escasa humedad del suelo y su textura (Lee *et al.*, 2004). La sequía parece ser un factor que tiene una gran influencia en el porcentaje de supervivencia, como lo señala Tíscar (2007), donde a los 45 días después de la emergencia había una supervivencia de 55.8 % y a los 100 días esta disminuyó hasta un 5.56% para plántulas de *P. nigra* subsp. *salzmannii*, señalando a la sequía como la principal causa de un porcentaje de supervivencia bajo.

En este estudio la segunda causa de mortalidad fue la sequía, pero los efectos sobre la supervivencia de plántulas del primer año no fueron tan severos como en los estudios mencionados por otros autores, permitiendo que más del 50% hayan sobrevivido en un periodo de 12 meses. Además de condiciones climáticas de precipitación y humedad propicias para su establecimiento, la dirección técnica forestal de La Trinidad lleva a cabo anualmente el control de la vegetación (herbáceas principalmente) mediante deshierbes manuales, para evitar la competencia con la plantación de pinos, lo que también tiene efectos positivos en la repoblación natural. El control de la vegetación permite el contacto de las semillas con el suelo mineral y aumenta la disponibilidad de los nutrientes minerales (Nilsson *et al.*, 1996).

De acuerdo con Pausas *et al.* (2003) no siempre es posible encontrar una relación entre la supervivencia de plántulas y el factor incendio, ya que otros elementos también influyen en el establecimiento de la repoblación de especies de pino. En este estudio no se consideraron factores como la tasa de depredación de semillas, el análisis de datos de clima, así como las características físicas y químicas suelo (Alba *et al.*, 2001; Keyes y Maguirre, 2007; Tíscar, 2007; Cerro *et al.*, 2009), ni el potencial de germinación, que además de los tratamientos silvícolas y la cantidad y calidad de semillas, también son importantes en el desarrollo de la repoblación natural. Así que es importante desarrollar más estudios en la zona de estudio que incluyan este

tipo de variables, que ayuden a conocer mejor los factores que influyen en la supervivencia de plántulas.

4.7.3 Supervivencia acumulada

Al igual que en la densidad de las plántulas de primer año, el área CQ presentó una menor densidad de individuos que el área SQ, consecuencia de una menor densidad de semillas en el piso forestal, aceptándose la hipótesis planteada. Esta aseveración coincide con los resultados señalados por Tomback *et al.* (2001), quienes registraron una densidad de individuos de *Pinus albicaulis* de 120 a 550 individuos ha⁻¹ en un área del sur de E.E.U.U, después de 3 años de ocurrido un incendio. Esta densidad fue considerada baja y se atribuyó principalmente a una densidad de semillas poco abundante en el piso forestal. Por el contrario, Otto *et al.* (2010) reporta una densidad 49 000 individuos ha⁻¹ después de 2.5 años de la presencia de un incendio en un área de *Pinus canariensis* en la Islas Canarias, lo cual se relacionó al cuantioso suministro de semillas proveniente del arbolado adyacente al área incendiada.

Asimismo, aparte de considerar la cantidad de semillas, Tomback *et al.* (2001) y Otto *et al.* (2010) mencionan otros factores que influyeron en las densidades reportadas como la formación de un banco de semillas, la producción de conos, adaptaciones al fuego por las especies de pino locales, la precipitación, la intensidad del incendio y la densidad de árboles semilleros. Para Kerr *et al.* (2008) frecuentemente se hace un mayor hincapié en la cantidad de la semillas, pero la calidad también es importante, ambos aspectos fueron considerados en el presente estudio.

Por otro lado, la densidad de individuos en las áreas con quema y sin quema es considerada como aceptable por Cain y Shelton (2001), quienes señalan que después de una intervención forestal la repoblación debe consistir en al menos 2000 individuos ha⁻¹. También es la apropiada de acuerdo a los lineamientos del programa de manejo forestal de La Trinidad, que considera que una densidad de plantación de 1600 plantas por hectárea es suficiente para el desarrollo futuro del rodal (UZACHI, 2003). Además de que en el área muestreada se estableció una plantación de *Pinus patula* y *Pinus pseudostrobus* en el año 2010, por lo que existe una cantidad considerable de individuos para establecer una nueva masa forestal.

Respecto a la supervivencia, en un área post-incendio Pausas *et al.* (2003) registraron una supervivencia del 60% para individuos de *Pinus halepensis* en España, en un periodo similar de

evaluación. Este porcentaje fue menor al presentado en las áreas de SQ y CQ. Para los autores la densidad reportada no tuvo una clara relación con la severidad del incendio, pero consideraron que el incendio pudo haber generado una mayor fertilidad en el suelo, aunque también influyó la presencia de competencia de la vegetación herbácea.

En este estudio tampoco se encontró una relación entre la aplicación de la quema de residuos y la supervivencia ya que no hubo diferencias significativas entre las áreas evaluadas por lo que se rechazó la hipótesis planteada. Aunque existe coincidencia con la aseveración de Pausas *et al.* (2003) respecto al rol de competencia, ya que posiblemente las labores de deshierbe estén favoreciendo la supervivencia de los individuos de todos los años. El control de la competencia en conjunto con la precipitación media anual y el tipo de clima en general, que producen condiciones de sequía ligera en la zona de estudio (UZACHI, 2003), permiten una mayor sobrevivencia acumulada.

La influencia de condiciones de sequía severas en otras áreas post-incendio ha dado como resultado porcentajes de supervivencia bajos, siendo esta una causa de mortalidad importante para las primeras etapas de establecimiento de la repoblación natural de especies de pinos (Daskalidou y Thanos, 2004; Tíscar, 2007; Castillo, 2013). Por ejemplo, para un área de *Pinus halepensis* en Grecia, después de dos años de recuperación de un incendio, Daskalidou y Thanos (2004) reportaron un porcentaje de sobrevivencia del 46.1% y Otto *et al* (2010) mencionaron una sobrevivencia cercana al 40%, para un periodo de 2.5 años después de ocurrido un incendio en un bosque de *Pinus canariensis*. En ambas zonas la densidad de plántulas es mucho mayor que la registrada en el área CQ, pero la supervivencia es menor.

Aunque no tuvo un impacto importante, la sequía fue la principal causa de mortalidad para la densidad acumulada desde el año 2009. Aunque la sobrevivencia acumulada fue mayor a la presentada por las plántulas del primer año de este estudio. Lo cual se debe a que los árboles pequeños son más susceptibles a sufrir por la competencia y por el efecto de las condiciones ambientales (Lutz y Halpern 2006; Vilá *et al.*, 2011), o bien son más susceptibles al daño físico.

4.7.4 Tasas de crecimiento

De acuerdo a los resultados obtenidos, la hipótesis planteada no fue rechazada ya que sí se encontraron diferencias entre las áreas SQ y CQ, y entre el origen de la repoblación (natural o plantada). La mayoría de las variables tuvieron una mejor respuesta en el área sin quema. Únicamente la altura promedio de la repoblación natural y plantada, y la tasa de crecimiento absoluto en altura tuvieron mayores valores en el área CQ. Por lo que en términos de crecimiento, la quema de residuos no tuvo beneficios contundentes sobre el crecimiento de la repoblación en el área de estudio. Es importante mencionar que en este estudio la evaluación se hizo en un periodo de 6 meses; tres años después de la aplicación de la quema de residuos, por lo que el periodo de tiempo de evaluación pudo no ser suficiente para observar alguna ventaja por la quema de residuos, por lo que es recomendable la evaluación por periodos más prolongados de tiempo, ya que se ha observado que los efectos benéficos del fuego se pueden manifestar a largo plazo (Sosa y Rodríguez, 2003). Por otro parte, mayores valores de la tasa de crecimiento (absoluto y relativo) y de diámetro promedio, pueden atribuirse a una mayor concentración de nitrógeno en el suelo en áreas donde no se llevan a cabo quemas controladas, ya que en áreas incendiadas el nitrógeno es volatilizado, siendo uno de los elementos importantes para el crecimiento vegetal (Sosa y Rodríguez, 2003). En este estudio no se evaluó ningún aspecto relacionado al suelo por lo que es necesario considerar su evaluación en estudios futuros para confirmar nuestros resultados.

Por el contrario, una de las ventajas de la presencia de fuegos en los bosques, es la eliminación de Strand *et al.*, 2006). Esta aseveración coincide con los valores obtenidos para la TCA y la altura promedio, que fueron mayores en CQ, tanto para los individuos plantados como para aquellos de origen natural.

Comparativamente, los resultados de este estudio son diferentes a los señalados por Giardina y Rhoades (2001) y Sosa y Rodríguez (2003), donde señalan una mayor altura en las áreas no quemadas respecto las áreas quemadas. Ambos autores, consideran que estas diferencias entre sitios quemados y sin quema están en función del contenido de nitrógeno, fósforo y otros elementos. Es probable que las diferencias obtenidas en estos estudios (Giardina y Rhoades, 2001 Sosa y Rodríguez, 2003) estén relacionadas con la intensidad de las quemas aplicadas, lo que pudo haber generado diferentes condiciones en el piso forestal.

Por su parte, Busse *et al.* (2000) indican que la respuesta de la repoblación de pinos está en función no solo de las condiciones que se generan después de la quema sino también del potencial del crecimiento del sitio. Esto último puede estar implicado en los valores de las tasas de crecimiento obtenidas en este estudio más que en la aplicación de la quema de residuos.

4.7.5 Consideraciones finales

El banco de semillas presente en el piso forestal en sitios con corta de regeneración a matarrasa, puede considerarse como un precursor importante para la repoblación de especies de pino. Sin embargo, es recomendable también hacer estudios sobre la dinámica de dispersión de semillas desde rodales adyacentes hacia las áreas intervenidas con cortas de regeneración a matarrasa y la capacidad de germinación de las semillas llenas tanto del banco del dosel como del suelo.

Estudios futuros deben considerar comparaciones con el banco de semillas del suelo en bosques de pino sin intervención, con la finalidad de tener una mejor referencia sobre la dinámica natural de las especies de pino en el área de estudio. Además de que por la variabilidad que muestran las especies de pino en la producción de semillas (Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997) y lo fluctuante que pueden ser las condiciones ambientales adecuadas para su establecimiento (Johnson y Fryer, 1996), es conveniente evaluar las etapas del proceso de repoblación (diseminación, germinación, emergencia y otros) durante varios años y así obtener patrones de comportamiento confiables y confirmar los resultados aquí encontrados.

Los estudios que consideran varios años de evaluación que se han realizado para otras especies de pino (Koskela *et al.* 1995; Tomback *et al.*, 2001; Daskalidou y Thanos, 2004; Hancock *et al.* 2005; Otto *et al.*, 2010; Rebottaro y Cabrelli, 2011), han contemplado un un mínimo de tres años de evaluación.

El uso de la repoblación natural en bosques bajo aprovechamiento maderable es un pilar fundamental si se quiere aplicar un manejo forestal más orientado hacia la conservación de la variabilidad genética natural (Larsen y Nielsen, 2007). Lo anterior es relevante considerando que la región de la Sierra Norte de Oaxaca, donde se localiza el área de estudio, posee una alta diversidad de especies de pino (Torres, 2004).

Por su parte, Rebottaro y Cabrelli (2007) consideran que la repoblación natural representa una alternativa a la repoblación plantada, la cual es menos costosa y mantiene especies apropiadas al

área (Nyland, 1996). En el caso del área de estudio, la repoblación natural puede ser complementaria a las plantaciones que se realizan anualmente en áreas intervenidas con matarrasa para conservar la diversidad genética y disminuir costos económicos y ambientales. Por lo que, estudios como el presente pueden contribuir de manera importante a la incorporación de la repoblación natural como parte del manejo forestal local, con o sin la aplicación de quema de residuos.

Los beneficios de la aplicación de la quema de residuos al momento de la ejecución de este estudio (tres años después de la aplicación de la quema) no son visibles, a excepción de la altura promedio observada, por lo que para confirmar estos resultados deberían de llevarse a cabo evaluaciones posteriores y complementarlos con análisis de suelo y otras variables ambientales.

4.8 CONCLUSIONES

El banco de semillas del suelo mostró una densidad baja de semilla. Esto fue más evidente en el área CQ, por lo que no hubo un efecto positivo de la aplicación de esta práctica. En cuanto a la emergencia y a la densidad promedio de plántulas tampoco hubo un efecto positivo de la quema de residuos que se reflejara en un mayor reclutamiento de individuos de pino. Aunque la densidad registrada parece ser la adecuada para repoblar el sitio al complementarse con la plantación realizada en el área con quema y sin quema de residuos.

En cuanto a la supervivencia, los resultados obtenidos tampoco permiten relacionar de manera positiva el efecto de la quema de residuos con la probabilidad de supervivencia de las plántulas. Las causas de mortalidad fueron similares en ambas condiciones evaluadas.

Con respecto al crecimiento de las especies de pino evaluadas, la respuesta en la tasa de crecimiento absoluto en altura de la repoblación plantada y la altura promedio de repoblación plantada y natural fue mejor en CQ. Por otra parte, las tasas de crecimiento absoluto y relativo en diámetro y el diámetro basal promedio obtuvieron mayores valores en el área SQ.

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, se considera que la quema de residuos no es una práctica necesaria para fomentar la repoblación natural de especies de pino, ya que produce efectos adversos en el establecimiento inicial de las especies de pino. Por otra parte, la precipitación media anual y la práctica de deshierbe que se hace anualmente por parte del

personal técnico de La Trinidad, favorecen el establecimiento de la plantación y de la repoblación natural de pinos en el área de estudio.

CAPÍTULO 5 REPOBLACIÓN NATURAL Y CARACTERÍSTICAS DEL SUELO DEL BOSQUE DE CONÍFERAS Y LATIFOLIADAS DE SANTIAGO XIACUÍ, OAXACA

5.1 RESUMEN

Se analizó la repoblación natural de especies de pino en tres condiciones generadas después del aprovechamiento comercial del bosque (bosque, borde y matarrasa) en la Sierra Norte de Oaxaca. Se establecieron en cada condición 15 trampas de 0.5 m² para cuantificar la cantidad de semillas dispersadas. A cada lado de las trampas, se delimitaron dos cuadros de 1 m² para registrar la emergencia de plántulas y analizar el banco de semillas. Las semillas dispersadas desde rodales adyacentes se clasificaron en llenas y vanas. También se tomaron muestras de suelo en las tres condiciones evaluadas para determinar propiedades físicas y químicas. La densidad de la lluvia de semillas fue menor en la condición de matarrasa en comparación con las otras dos condiciones. En general la proporción de semillas llenas y el porcentaje de germinación fueron bajos. Aunque la densidad fue menor en el banco de semillas de la condición de matarrasa, éste presentó una de las mayores proporciones de semillas llenas y el porcentaje de germinación más elevado. La emergencia de plántulas fue escasa en toda el área de estudio. Por otro lado, las propiedades físicas y químicas del suelo no fueron afectadas por la corta de regeneración aplicada por lo que el piso forestal es apto para el desarrollo de la vegetación. Estudios futuros sobre la repoblación de especies de pinos podría permitir una planeación del manejo forestal más acorde con su ciclo reproductivo y sus requerimientos ambientales.

Palabras clave: lluvia de semillas, banco de semillas, *Pinus*, matarrasa, suelo

5.2 ABSTRACT

The natural regeneration of pine species was analyzed in three conditions generated after commercial harvesting (forest interior, forest edge and clearcut) in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. In each condition 15 seed traps of 0.5 m² were established to quantify the quantity of dispersed seeds. On two sides of each trap, two 1m² quadrats were delimited to register seedling emergence and to analyze the seed bank. The seeds dispersed from adjacent stands were classified as sound and empty according to their appearance. Soil samples were taken in the three evaluated conditions to analyze physical and chemical properties. The seed rain were lower in the clearcut condition compared with the forest edge and forest interior. In general, the proportion of sound seeds and germination percentage was low. The seed bank in the clearcut condition, even though the density was lower, presented a higher proportions of sound seeds, and it showed a higher germination percentage. Emerging seedling were scarce in all three conditions evaluated. On the other hand, the soil physical and chemical properties were not affected by the regeneration method since it was observed that the forest floor is appropriate for vegetation development. Further studies on the regeneration process on pine species in managed stands may permit better forest management activity planning, to couple their reproductive cycle and environmental requirements.

Key words: Seed rain, soil bank, *Pinus*, clear-cut, soil.

5.3 INTRODUCCIÓN

El método de regeneración de matarrasa genera un sistema de manejo coetáneo, en esta corta la cobertura forestal arbórea es removida por completo, dejando espacio para el establecimiento de una nueva masa forestal (Nyland, 1996). Este método genera una cantidad considerable de restos de troncos y ramas, por lo que para mejorar las condiciones del suelo en algunas áreas bajo manejo forestal se hace un apilamiento de los mismos (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). El apilamiento de residuos, la exposición del suelo mineral y otras prácticas preparan el sitio para facilitar el establecimiento de la repoblación cuando el dosel ha sido cosechado, ya que el objetivo es crear condiciones que conduzcan al establecimiento y crecimiento de las especies deseables (Smith *et al.*, 199).

Sin embargo, la aplicación del método de matarrasa, así como las prácticas para la preparación del sitio, también pueden causar perturbaciones en el piso forestal (Nyland, 1996). Ocasionando cambios substanciales en las propiedades físicas y químicas del suelo, que suelen ser más severos mientras más intensivos son los tratamientos silvícolas y mayor la mecanización (Merino *et al.*, 1998).

De acuerdo con Kimmins (1997) algunas características del suelo pueden permanecer sin alteración después de la aplicación de la corta de regeneración a matarrasa, como la profundidad del suelo y su textura, la abundancia de material rocoso, la mineralogía y el origen del material mineral del suelo. Otras características como la temperatura, la humedad, la parte microbiana, la materia orgánica, entre otras características pueden ser significativamente alteradas, lo cual también dependerá del tipo de ecosistema, de las características fisiográficas, etc.

Uno de los componentes que forma parte de la estructura del suelo y que también es alterado por las operaciones de aprovechamiento forestal es el banco de semillas del piso forestal (Nyland, 1996; Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). El banco de semillas puede definirse como la población viable de semillas que se acumula en el suelo en un espacio y momento determinados (Dalling, 2002) y constituye un reservorio de especies listas para germinar, siempre y cuando se presenten las condiciones ambientales propicias para iniciar el proceso de sucesión (Yamagawa e Ito, 2006; Carrillo *et al.*, 2007).

Carrillo *et al.* (2007) mencionan que el conocimiento sobre el banco de semillas del suelo puede ayudar a prescribir los tratamientos que propicien condiciones de vegetación deseadas desde la perspectiva de hábitat de fauna silvestre, reducción de competencia con especies de importancia económica y otros problemas relacionados con el manejo forestal. Asimismo Dalling (2002) considera que su conocimiento puede ayudar a comprender el origen de las comunidades vegetales que se presentan en ambientes alterados.

Sin embargo, en general se considera que las especies de pinos no forman bancos de semillas durables, debido a una reducción rápida de su viabilidad por factores ambientales o por la depredación (Spurr y Barnes, 1982; Musálem *et al.*, 1991; Daskalakou y Thanos, 1996; Tomback *et al.*, 2001). Por tanto, la lluvia de semillas puede constituir la fuente de semillas alterna o complementaria para la repoblación de un bosque, en especial después de ocurrida una perturbación como el aprovechamiento forestal o los incendios (Tombarck *et al.*, 2001; Dalling, 2002).

La producción, la dispersión y la germinación de las semillas son parte fundamental de la biología reproductiva de las especies forestales y es en las semillas sobre quienes recae la mayor presión de selección en las etapas iniciales del proceso de repoblación (Dalling, 2002). La producción de las semillas en las coníferas como los pinos varía año con año y los denominados años semilleros, son esporádicos y en general, poco predecibles (Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997; Tomback *et al.*, 2001). Aunque generalmente se da más importancia a la cantidad de semillas, la calidad de éstas y su dispersión también es importante (Velasco *et al.*, 2007; Kerr, *et al.*, 2008).

Una vez que las semillas de los pinos son producidas, la dispersión, principalmente, a través del viento, es el mecanismo por medio del cual se diseminan (Dalling, 2002). Si las condiciones no son favorables para la germinación, las semillas permanecerán en el piso forestal, donde pueden ser depredadas o bien perderán viabilidad con el paso del tiempo (Spurr y Barnes, 1982; Smith *et al.*, 1997). Por el contrario, si las condiciones del suelo son las adecuadas pero además existen los estímulos ambientales propicios, el proceso de germinación, desarrollo y establecimiento de un nuevo individuo dará inicio (Matney y Hodges, 1991; Musálem *et al.*, 1991; Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997; Oleskog y Sahlén, 2000).

El ambiente adecuado para la repoblación de las especies de coníferas varía año con año (Johnson y Fryer, 1996; Tomback *et al.*, 2001). Por ello, la fase de repoblación es la fase crítica en la vida de un rodal y depende de una intrincada combinación de factores bióticos y abióticos (Matney y Hodges, 1991; Tíscar, 2007; Mari y Galassi 2010). En bosques bajo manejo forestal esto representa una inversión financiera que pudiera mantenerse por un largo periodo, si la repoblación natural no se presenta y por lo tanto se debe remediar lo antes posible a través de plantaciones (Matney y Hodges, 1991).

El conocimiento sobre el establecimiento de la repoblación natural de pinos que considera las condiciones del suelo, la lluvia y el banco de semillas del suelo es relevante en zonas bajo manejo forestal ya que puede llevar a generar prescripciones silvícolas que contemplen el uso de la repoblación natural en forma amplia y como una alternativa o complemento a las plantaciones. Lo anterior y la falta de información en los aspectos mencionados propiciaron el desarrollo de este estudio en zonas bajo manejo forestal en la Sierra Norte de Oaxaca.

5.4 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

5.4.1 Objetivo general

Analizar el proceso de repoblación natural y las características del suelo en un gradiente ambiental producto de la corta de regeneración de matarrasa.

5.4.2 Objetivos específicos

Evaluar la lluvia de semillas, el banco de semillas y su potencial de germinación en un gradiente ambiental (matarrasa, borde y bosque) generado por la corta de regeneración de matarrasa. Analizar la demografía de plántulas del primer año en el gradiente ambiental generado por la corta de regeneración de matarrasa.

Comparar las características físicas y químicas del suelo en el gradiente ambiental generado por la corta de regeneración de matarrasa.

5.4.3 Hipótesis

La cantidad de semillas diseminadas, así como las encontradas en el banco de semillas y el potencial de germinación son iguales en las tres condiciones ambientales evaluadas.

La emergencia y sobrevivencia de plántulas del primer año es igual en las tres condiciones ambientales evaluadas.

Las características físicas y químicas del suelo son iguales en las tres condiciones ambientales evaluadas.

5.5 METODOLOGÍA

5.5.1 Área de estudio

La comunidad de Santiago Xiacuí, municipio del mismo nombre, se localiza dentro del distrito de Ixtlán de Juárez, en la región de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca, forma parte de la Unión de Comunidades Productoras Forestales Zapotecas-Chinantecas de la Sierra Juárez de Oaxaca (UZACHI) (UZACHI, 2006). Está situada a una altitud promedio de 2000 m, en las coordenadas geográficas de 17°17'33" de latitud norte y 96°26'00" de longitud oeste.

El clima del área de estudio es templado subhúmedo con un promedio anual de precipitación de 1183 mm (INEGI 1998). Los tipos predominantes de suelo son los Litosoles, Cambisoles y Rendzinas (UZACHI, 2006). Desde el punto de vista hidrológico, Xiacuí se encuentra dentro de la Región Hidrológica RH28 Cuenca "A" (del Río Papaloapam) (UZACHI, 2006).

El área de estudio se caracteriza por un relieve fuertemente accidentado (UZACHI, 2006). Los tipos de vegetación predominantes son el bosque dominado por especies del género *Pinus*, del género *Quercus* y el bosque mixto de pino-encino, y en menor medida existen manchones de bosque mesófilo de montaña (INEGI, 2004; UZACHI, 2006). Algunas de las especies presentes son *Pinus patula*, *P. ayacahuite*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote*, *P. rudis*, *Quercus crassifolia*, *Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. obtusata*, *Q. salicifolia*, *Q. scytophylla*, *Arbutus glandulosa*, *Alnus acuminata*, *Abies* sp., entre otras especies (UZACHI, 2006)

Por otra parte, en Santiago Xiacuí la tenencia de la tierra es de tipo comunal contando con una superficie total de 1680.60 ha, de las cuales 1065.036 ha se encuentran bajo manejo forestal. De acuerdo al programa de manejo forestal, se utiliza el Método Desarrollo Silvícola (MDS) con la aplicación de cortas de regeneración de matarrasa en franjas, en combinación con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), utilizando como método de regeneración el de selección grupal. Las especies comerciales más importantes son *Pinus patula*,

P. ayacahuite y *P. pseudostrobus*, con volúmenes de corta anual en un rango de 2,000 a 3,000 m³ r.t.a.

En el año 2002 el Fondo Mundial para la Conservación de la Naturaleza (WWF por sus siglas en Inglés), otorgó a la comunidad de Santiago Xiacuí, así como a otras comunidades forestales de la región de la Sierra Norte de Oaxaca, el reconocimiento denominado “Un Regalo a la tierra” por las acciones de conservación llevadas a cabo en el bosque templado. También se encuentra certificada por su buen manejo forestal por el Consejo Forestal Mundial (FSC por sus siglas en inglés) desde la década de 1990.

5.5.2 Trabajo de campo

Para el cumplimiento de los objetivos planteados en este estudio se utilizó un diseño de muestreo simple aleatorio. Para ubicar los sitios se generaron puntos de muestreo con ayuda del programa Arc GIS 9.0 y estos fueron elegidos al azar. Para ubicar los puntos en el borde se consideró una franja de tres metros. Ubicándose 15 sitios dentro de cada condición, (matarrasa, borde y bosque) lo que generó un total de 45 sitios de muestreo. La toma de datos se llevó a cabo en el paraje denominado “El Arenal”. El área de matarrasa fue intervenida durante el mes de septiembre de 2011 y los sitios se establecieron en el mes de octubre del mismo año en las tres condiciones mencionadas.

En el área tratada con la corta de regeneración de matarrasa se hizo el picado y apilamiento de restos de troncos y ramas en forma perpendicular a la pendiente, sin que se llevara a cabo la plantación de pinos, lo que permitió seguir la dinámica de plántulas del primer año y la dispersión de semillas.

En cada condición evaluada, los sitios tuvieron una forma cuadrada de 10 X 10 m, instalándose en el centro una trampa circular de 0.5 m² y a un metro de altura a partir del suelo, para la analizar la lluvia de semillas. La colecta de semillas se hizo mensualmente.

Dentro del cuadro 10 X 10 m, en dirección norte de la trampa de semillas, se estableció un cuadro de 1 m² para analizar la emergencia y supervivencia de plántulas del primer año. Sin embargo, este objetivo no pudo cumplirse debido a la falta de emergencia de plántulas. Por tal motivo y para caracterizar la condición de bosque se realizó la medición de tres sitios temporales

de forma circular de 400 m². Dentro de los cuales se midió todo el arbolado ≥ 10 cm de dap, los que se clasificaron como pinos, encinos y otras latifoliadas.

Por otra parte, en el lado sur de la trampa de semillas se analizó el banco de semillas en el mantillo y los primeros 5 cm de suelo mineral; ambos fueron tamizados. La superficie de muestreo fue de 1m². Esta medición se llevó a cabo una sola vez, obteniéndose en total 45 muestras. Se registró el número y estado de las semillas encontradas por condición evaluada.

Todas las semillas colectadas en las trampas y en el banco de semillas se caracterizaron en llenas y vanas mediante un separador por gravedad. El principio está basado en el peso de las semillas, considerando que aquellas que tienen embrión son las que pesan más y por tanto tienen un mayor potencial de germinación. Con las semillas viables se llevó a cabo una prueba de germinación en el vivero estatal ubicado en Ixtlán de Juárez. El sustrato utilizado fue una mezcla de 30% de peat moss, 30% corteza de pino, 20% agrolita y 20% vermiculita.

Para la determinación de las características físicas y químicas del suelo se tomaron muestras de suelo en una superficie de 50 x 50 cm. Obteniéndose dos muestras para cada nivel de la pendiente (superior, medio e inferior), por cada condición evaluada (borde, bosque y matarrasa). Antes de tomar las muestras del suelo se midió la profundidad del mantillo hasta el suelo mineral. Los sitios fueron seleccionados al azar. Posteriormente fueron llevadas al laboratorio de suelos de la UNAM para determinar sus propiedades. Las muestras de suelo se obtuvieron en el mes de octubre de 2011.

5.5.3 Análisis de datos

Con el número de semillas encontradas en las trampas y en el banco de semillas se obtuvieron las proporciones de semillas llenas y vanas, así como la proporción de semillas germinadas, estimándose la producción de semillas por hectárea. Para conocer las diferencias estadísticas dentro del gradiente ambiental se utilizó la regresión Poisson, mediante el programa R (R Core Team, 2013), considerándose un $\alpha \leq 0.05$. La regresión Poisson es uno de los métodos adecuados para analizar variables de conteo (Balzarini *et al.*, 2008). La ecuación de la regresión Poisson es la siguiente:

$$\ln(\lambda_i) = \beta_0 + \beta_1(X_i)$$

Para caracterizar el bosque adyacente a la matarrasa se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) para grupo de especies y por cada condición evaluada. El IVI es un parámetro que mide el valor ecológico de las especies, basándose en tres variables: dominancia (ya sea en forma de cobertura o área basal), densidad y frecuencia (Mostacedo y Fredericksen, 2000). La suma de estas tres variables revela la importancia ecológica relativa de cada grupo de especies en una comunidad vegetal (Mostacedo y Fredericksen, 2000). La fórmula es la siguiente:

$$IVI = \frac{Dr + Domr + Fr}{3}$$

Dónde Dr es la densidad relativa, Domr es la dominancia relativa y Fr es la frecuencia relativa. El cálculo de la Dr se llevó a cabo de la siguiente manera:

$$Dr = \frac{\text{Densidad absoluta por especie}}{\text{Densidad absoluta de todas las especies}} \times 100$$

La densidad absoluta se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Densidad absoluta} = \frac{\text{No. de individuos por especie}}{\text{Área de muestreo}} \times 100$$

En el caso de la Domr, ésta fue obtenida usando la siguiente ecuación:

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

De donde la dominancia absoluta (área basal) se calculó de esta manera:

$$\text{Área basal} = \pi \left(\frac{Dap^2}{4} \right)$$

Por último, Fr se obtuvo de la siguiente forma:

$$Fr = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

La frecuencia absoluta fue obtenida de la forma siguiente:

$$Frecuencia\ absoluta = \frac{Número\ de\ sitios\ por\ especie}{Número\ total\ de\ sitios\ por\ condición} \times 100$$

Por último, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para detectar las diferencias en cuanto a las características físicas y químicas del suelo entre las condiciones evaluadas, bajo la hipótesis nula de igualdad de medias y con nivel de significancia del 5% mediante el programa Infostat versión 2013. Para la profundidad del mantillo se obtuvieron promedios en cm para condición evaluada.

5.6 RESULTADOS

5.6.1 Lluvia de semillas, banco de semillas y potencial de germinación

La densidad promedio de semillas de pino encontradas por trampa ($0.5m^2$) fue de 5 en el bosque, 7 en el borde y 4 en la matarrasa. Con base en los resultados obtenidos del análisis de regresión Poisson se rechaza la hipótesis planteada (H_0) en este estudio, ya que se encontraron diferencias altamente significativas ($p < 0.001$) entre el número de semillas encontradas en las trampas de la condición de matarrasa con respecto a las halladas en las trampas del bosque y borde. La lluvia de semillas fue menor en la condición de matarrasa en comparación a las otras dos condiciones. En cambio, la lluvia de semillas en el bosque y borde no fue estadísticamente diferente ($p > 0.05$).

En el cuadro 5.1 se presenta la cantidad de semillas estimadas por hectárea. En las tres condiciones solo una tercera parte de las semillas se registraron como llenas y el porcentaje de germinación fue aún más bajo. En el bosque menos del 3% de las semillas germinó, seguido del borde con casi un 10% y en la condición de matarrasa se presentó el porcentaje más alto de germinación, 12.28%.

La lluvia de semillas comenzó en el bosque en el mes de febrero y terminó en octubre del 2012; en el borde desde noviembre del 2011 hasta septiembre del año siguiente se registraron semillas en las trampas, al igual que en la matarrasa. En las tres condiciones el mes de abril fue el que registró la mayor cantidad de semillas, decreciendo hasta el mes de octubre (Figura 5.1).

Cuadro 5.1. Número promedio de semillas dispersadas, viabilidad y porcentaje de germinación de Pinus sp. por hectárea por cada condición evaluada en Santiago Xiacuí, Oaxaca.

Condición	Semillas totales ha ⁻¹	Semillas Vanas ha ⁻¹	Porcentaj e de semillas Vanas	Semillas llenas ha ⁻¹	Porcentaj e de Llenas	Germinació n semillas ha ⁻¹	Porcentaje de Germinació n
Bosque	106667	69333	65	37333	35.00	933	2.50
Borde	138667	94668	68.27	43999	31.73	4231	9.62
Matarrasa	76000	50669	66.67	25331	33.33	3111	12.28

Respecto al banco de semillas, la densidad promedio de semillas encontradas en un 1m² de suelo fue de 5 para el bosque, 10 para el borde y 2 para la matarrasa. De acuerdo al análisis de regresión Poisson ejecutado se rechaza la hipótesis planteada ya que las tres condiciones del bosque presentaron diferencias altamente significativas entre sí (p<0.001). El banco de semillas del borde presentó la mayor cantidad de semillas, seguido del bosque y por último la matarrasa con el menor número de semillas registrado (Cuadro 5.2).

Cuadro 5.2. Número promedio de semillas, viabilidad y germinación de Pinus sp. en el banco de semillas del piso forestal, por hectárea y condición evaluada en Santiago Xiacuí, Oaxaca.

Condició n	Semillas totales ha ⁻¹	Semillas Vanas ha ⁻¹	Porcentaj e de semillas Vanas	Semillas llenas ha ⁻¹	Porcentaj e de Llenas	Germinació n semillas ha ⁻¹	Porcentaje de Germinación
Bosque	52667	18001	34.18	34665	65.82	4666	13.46
Borde	97333	89333	91.78	8001	8.22	666	8.33
Matarrasa	19333	8667	44.83	10666	55.17	6666	62.50

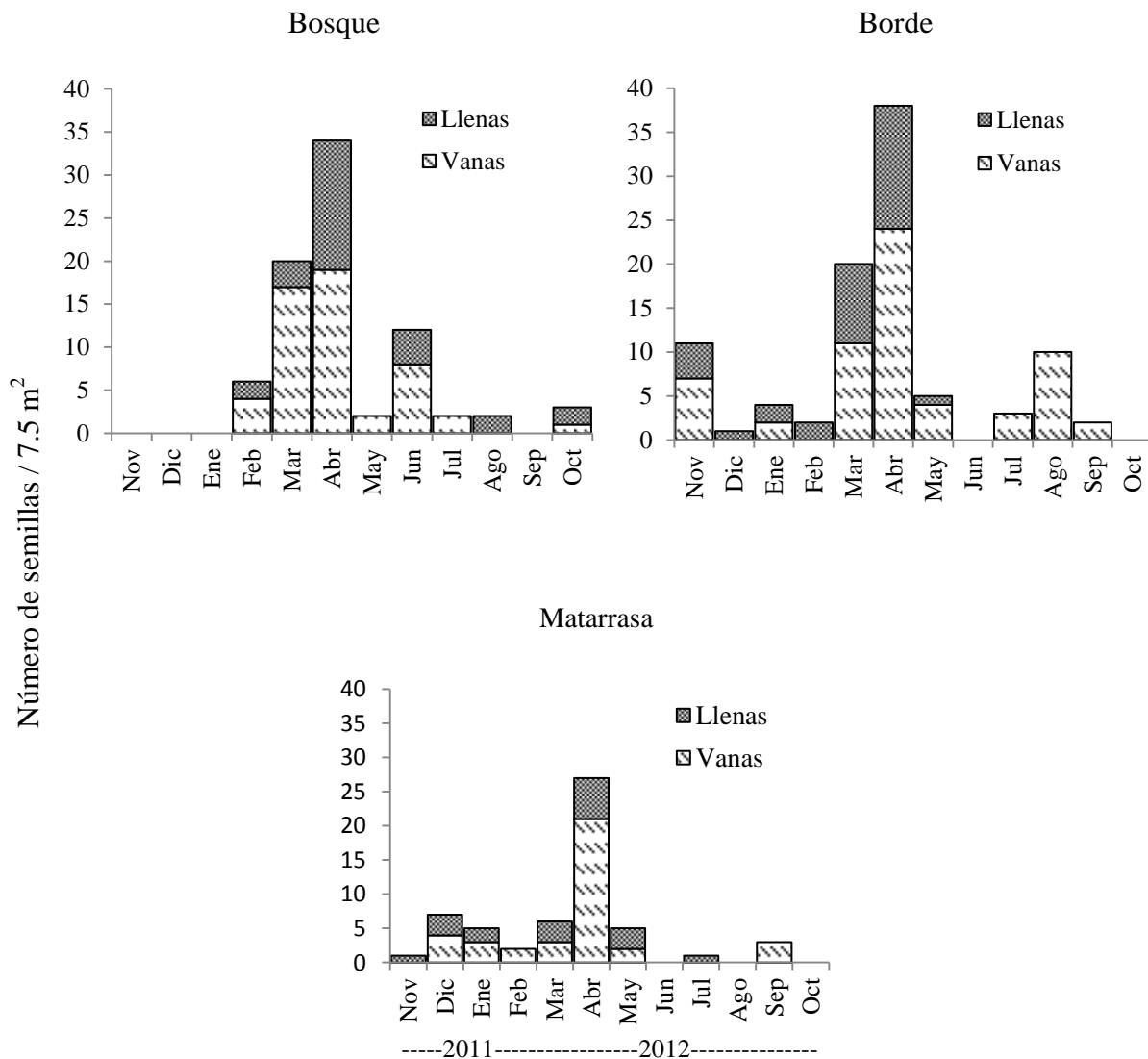


Figura 5.1. Número y condición de semillas halladas en 15 trampas de 0.5m² por cada condición evaluada en un gradiente ambiental bajo manejo forestal en Santiago Xiacuí, Oaxaca.

Por otra parte, el porcentaje de semillas llenas fue más bajo en el borde, así como también el porcentaje de germinación (Cuadro 5.2). El porcentaje de semillas llenas más elevado se registró en el bosque pero el porcentaje más elevado de germinación se registró en la condición de matarrasa (Cuadro 5.2).

5.6.2 Emergencia y sobrevivencia de plántulas

Durante el año de observación se detectó una escasa emergencia de plántulas de pinos, encontrándose únicamente 12 plántulas en el borde y 7 en la condición de matarrasa. Debido a los escasos registros, no se ejecutó el análisis de emergencia y sobrevivencia propuesto en la metodología de este estudio. De acuerdo a información del Personal Técnico Forestal, la repoblación de especies de pinos no se presenta el primer año posterior a la corta.

Por otra parte, en la condición de bosque el grupo de especies de pino tuvieron el valor más bajo de IVI en comparación al ocupado por especies de encinos y otras latifoliadas. Estas últimas en conjunto cuentan con un valor de 86.24% de IVI (Cuadro 5.3). Esto pudo estar relacionado a la escasa emergencia registrada.

Cuadro 5.3. Índice de valor de importancia (IVI) en porcentaje para grupos de especies del bosque en Santiago Xiacuí, Oaxaca.

Grupo sp.	Densidad No. ind ha ⁻¹	Área		Frecuencia		IVI %	
		Densidad Relativa	Basal m ² ha ⁻¹	Basal Relativa	Absoluta		Relativa
Otras latifoliadas	408	73.18	21.21	43.34	3	42.86	53.12
Encinos	133	23.89	15.96	32.61	3	42.86	33.12
Pinos	17	2.99	11.77	24.05	1	14.29	13.77
Total	558	100	48.94	100.00	7	100.00	100

5.6.3 Características físicas y químicas del suelo

La profundidad del mantillo fue de 7, 8 y 9 cm en la condición de matarrasa, borde y bosque respectivamente. En cuanto a las propiedades físicas y químicas del suelo, éstas no presentaron diferencias estadísticas significativas ($p > 0.05$) entre las tres condiciones ambientales evaluadas, a excepción del calcio ($p = 0.0212$; $H = 7.63$). La cantidad de calcio fue mayor en el borde en comparación al bosque.

Cuadro 5.4. Propiedades físicas y químicas del suelo en tres diferentes condiciones del bosque templado en Xiacuí, Oaxaca (Medias±E.E.).

Variable	Condición		
	Bosque	Borde	Matarrasa
Densidad aparente (Kg/m ³)	0.88 ^a ± 0.08	0.85 ^a ± 0.07	0.83 ^a ±0.03
Humedad (%)	46.50 ^a ±7.56	65.55 ^a ±9.24	58.26 ^a ±4.81
pH (Agua)	5.05 ^a ±0.17	4.85 ^a ±0.10	4.64 ^a ±0.10
Materia orgánica (%)	12.21 ^a ±3.95	15.0 ^a ±2.58	11.34 ^a ±1.14
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) cmol/kg	25.65 ^a ±2.28	33.33 ^b ±2.28	25.47 ^a ±2.28
Ca ⁺⁺ cmol/kg	4.59 ^a ±0.55	7.51 ^{ab} ±0.61	5.66 ^{ab} ±0.67
Mg ⁺⁺ cmol/kg	5.0 ^a ±2.48	3.96 ^a ±2.67	1.44 ^a ±0.63

Medias seguidas por letra diferente entre columnas indican diferencias estadísticas significativas entre condiciones ($p \leq 0.05$).

5. 7 DISCUSIÓN

5.7.1 Lluvia de semillas, banco de semillas y potencial de germinación

Algunos estudios mencionan que la densidad de semillas dispersadas está relacionada en forma positiva a la retención de individuos adultos de pino y a la cercanía con el borde del bosque (Keyes y Maguirre, 2007), lo cual fue observado en nuestro estudio; la densidad promedio de semillas de pino dispersadas en el borde y bosque fue mayor a la encontrada en la condición de matarrasa, por lo que la hipótesis planteada en este estudio fue rechazada. De manera opuesta, la falta de arbolado adulto de pino también puede explicar en nuestro estudio la menor densidad de semillas en el área de matarrasa. Lo cual también es similar a lo señalado por Castillo (2013) para *Pinus patula* en Hidalgo, en donde una mayor densidad de semillas se registró bajo el dosel del bosque en comparación a un área adyacente cortada a través de método de árboles padre. Asimismo, Béland *et al.* (2000), mencionan que una densidad mayor de semillas fue encontrada en áreas de cortas sucesivas en comparación a áreas de matarrasa para un bosque de *Pinus sylvestris* en Suiza.

En este estudio la densidad promedio de semillas encontradas en el bosque y borde se puede considerar como abundante y para el área de matarrasa como escasa, de acuerdo a lo señalado por Cain y Shelton (2001) para rodales de *Pinus taeda*-*Pinus echinata* en Arkansas, E.E.U.U. Sin embargo, la densidad registrada no es lo que podría considerarse como un año semillero de acuerdo a las densidades reportadas para años semilleros que son mayores a 200,000 semillas ha⁻¹ en especies como *Pinus sylvestris* (Béland *et al.*, 2000), *Pinus brutia* (Boydak, 2004), *Pseudotsuga menziesii* (Velasco *et al.*, 2007), *Pinus nigra* (Cerro *et al.*, 2009), entre otros.

A pesar de haberse registrado una abundante lluvia de semillas, la calidad de las mismas fue baja en las tres condiciones, ya que en general más del 60% de las semillas fueron vanas y el porcentaje de germinación fue menor al 13%. Las semillas de especies de pinos y las coníferas en general, es común que presenten una mayor proporción de semillas vanas. Por ejemplo, Lee *et al.* (2004) señalaron para un área de *Pinus densiflora* en Corea un porcentaje de viabilidad de 42 al 44 %. Por su parte, Keyes y Maguire (2007) reportaron porcentajes de semillas llenas de entre 2.5 a 5% en un bosque de *Pinus ponderosa* en Oregon, E.E.U.U. Aún en semillas colectadas en un huerto semillero de *P. leiophylla*, se han encontrado bajos porcentajes de semillas llenas (17%) (Gómez *et al.*, 2010)

Diversos factores ambientales afectan la producción de semillas desde la etapa de formación de estróbilos, polinización, fertilización del óvulo, etc., incluso su influencia actúa varios meses antes de la diseminación de las semillas (Cain y Shelton, 2001). Sin embargo, el carácter vano de las semillas ha sido más bien adjudicado a procesos de endogamia, a la autopolinización y fertilización inadecuadas, a la deficiencia de nutrientes en el suelo, así como a la depredación de conos y semillas por insectos y otros animales (Zavala y Méndez, 1996; Gomez *et al.*, 2010). Así que el escenario es complejo ya que factores como estos pudieron influir en la proporción de semillas llenas registradas en el área de estudio.

Por otra parte, aunque la dispersión de semillas se mantiene durante varios meses al año, la mayor cantidad registrada ocurrió durante en el mes de abril para las tres condiciones evaluadas, lo que se debió a un aumento en la temperatura promedio mensual (19°) de acuerdo a los

registros de la estación meteorológica² de San Pedro Nolasco, cercana al área de estudio. El aumento de la temperatura permite la liberación de las semillas y su posterior diseminación, lo que también fue señalado por Castillo (2013) para las semillas de *Pinus patula* en Hidalgo.

Con respecto al banco de semillas, el borde presentó la mayor densidad, seguida por el bosque y la condición de matarrasa, por lo que se rechazó la hipótesis propuesta al principio de este estudio. Nyland (1996) considera que las ramas que forman parte de los residuos del aprovechamiento, muchas veces contienen conos que finalmente depositan las semillas en el suelo. Posiblemente la acumulación de estos residuos en los límites de la condición de matarrasa permitió una mayor densidad de semillas en el borde, lo cual fue observado en el área de estudio.

Por otra parte, la menor densidad de semillas en la condición de matarrasa es consecuencia de la extracción de madera y del apilamiento de residuos que ocasionan la remoción del suelo y afectan el banco de semillas, tal como lo señaló Castillo (2013) para un área de corta de regeneración de árboles padre. Sin embargo, la proporción de semillas llenas en la condición de matarrasa fue más alta a la registrada en la condición de bosque. Asimismo, y el porcentaje de germinación fue el más alto en la matarrasa en comparación a las otras dos condiciones evaluadas. Lo anterior es el resultado de un depósito de semillas más reciente proveniente de la diseminación posterior a la aplicación de la corta de regeneración de matarrasa, lo cual permite la renovación del banco de semillas del piso forestal después de una perturbación (Dalling, 2002; Larson y Franklin, 2005).

En otros estudios sobre el banco de semillas del piso forestal, aunque las densidades reportadas son variables, también se ha registrado una proporción baja de semillas llenas en las especies de pinos. Como lo registraron Vega *et al.* (2008) en un bosque de *Pinus pinaster* en España, donde solo un 3.95% de 11,000 semillas ha⁻¹ fueron clasificadas como viables. Por su parte, Castillo (2013) señaló que solo un 7% de un total de 21,000 semillas ha⁻¹ fueron semillas llenas en un bosque sin manejo y de un total de 12,500 semillas ha⁻¹, el 16% fueron llenas para un área de Árboles Padre de *Pinus patula*. También Li *et al.* (2012) reporta para un bosque bajo manejo forestal de *Pinus koraiensis* en China, porcentajes de semillas llenas de 3.5% a 27.8% de un total de semillas de 2,000 a 112,000 semillas ha⁻¹.

² Registros provenientes de la estación meteorológica de San Pedro Nolasco, Xiacuí, Oaxaca durante la década de 1960 y 1970.

La baja proporción de semillas llenas en las coníferas también es consecuencia de las tasas elevadas de depredación, cantidad y calidad de la lluvia de semillas y una pérdida rápida de viabilidad una vez que las semillas caen al suelo (Pausas *et al.*, 2004; Vega *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2012). Estos factores también pudieron estar involucrados en los resultados reportados en este estudio, aunque de acuerdo a Carrillo *et al.* (2007) muchos otros factores influyen en la densidad de semillas encontradas en el banco de semillas del suelo y no es posible hacer generalizaciones. Por lo que el análisis de las causas de la densidad de semillas encontradas y su escasa viabilidad señaladas en nuestro estudio, requiere de atención especial y debería ser considerado en estudios futuros.

Es importante mencionar, que con pocas excepciones, se considera que las especies de pinos no forman bancos de semillas permanentes sino transitorios, (Johnson y Fryer, 1996; Tomback *et al.*, 2001; Daskalakou y Thanos, 1996; Pausas *et al.*, 2004). Característica que también es extensiva a las especies de pinos del área de estudio de acuerdo a los resultados encontrados.

5.7.2 Emergencia y sobrevivencia de plántulas del primer año

En las condiciones de borde y matarrasa la emergencia de plántulas fue escasa, y en la condición de bosque fue nula. En la condición de matarrasa, es importante mencionar que de acuerdo al personal técnico forestal, se ha observado que la repoblación natural de pinos no ocurre el primer año después de aplicarse la corta de regeneración. De acuerdo a nuestros resultados, esto debió ser consecuencia de varios factores que operaron a lo largo del periodo de muestreo.

Uno de estos factores, fue la falta de sincronización entre la aplicación de la corta de regeneración (que se llevó a cabo en el mes de octubre) y el periodo de mayor diseminación de semillas (que ocurre durante el mes de abril). Además, la corta de regeneración y tratamientos complementarios como el apilamiento de residuos debió alterar el banco de semillas que recientemente se había formado, disminuyendo el potencial de repoblación del área.

Después del mes de octubre la temperatura y precipitación comienzan a disminuir³ presentándose una sequía ligera, típica en el área de estudio (UZACHI, 2003). Condiciones que no son aptas para la emergencia de las semillas de especies de pinos. Diversos autores han mencionado que la falta de condiciones ambientales adecuadas (p. ej. la sequía) es una de las principales causas que

³ Datos de la estación Meteorológica de San Pedro Nolasco, Xiacuí.

retrasan la emergencia y el establecimiento de plántulas (Kajimoto *et al.*, 1998; Arriaga y Mercado, 2004; Daskalidou y Thanos, 2004).

Por otra parte, al llegar el mes de abril la temperatura y precipitación comienzan a incrementar, estableciéndose condiciones ambientales más adecuadas para el éxito de la repoblación. Lo anterior no ocurrió y esto pudo deberse a varias causas. Como por ejemplo, la cobertura abundante de herbáceas y arbustos que se presentó en el área de matarrasa, lo cual ocurre rápidamente en áreas donde se aplican cortas de regeneración de este tipo y provocan un efecto de competencia (Béland *et al.*, 2000; Boydak, 2004), por recursos como la humedad y la luz a nivel del piso forestal (Ángeles *et al.*, 1997). Durante el periodo de muestreo no se hicieron labores de deshierbe para controlar el establecimiento de este tipo de vegetación y evitar que se ocupara el espacio de crecimiento.

Otro factor que influyó en la falta de emergencia fue la escasa proporción de semillas llenas y un bajo porcentaje de germinación, así como la profundidad promedio del mantillo que fue de 7, 8 y 9 cm en la condición de matarrasa, borde y bosque, respectivamente. Lo anterior coincide con lo señalado por Dovciak *et al.* (2003) y Vega *et al.* (2008) los cuales consideran que la cantidad de semillas, así como la proporción de semillas llenas, el porcentaje de germinación y las condiciones del piso forestal se encuentran relacionados con el establecimiento inicial de las plántulas.

El suelo mineral se ha señalado como el mejor sustrato para la germinación de semillas de pino en condiciones naturales y en este caso ninguna de las tres condiciones cumple con este requerimiento (Béland *et al.*, 2000; Karlsson y Örlander, 2000; Dalling, 2002; Keyes y Maguirre, 2007). Para Delgado *et al.* (2008) los pinos son especies colonizadoras que requieren de condiciones de luz para establecerse, lo que explica, la emergencia nula en el área de bosque y escasa en el borde.

Aunque para Boydak (2004) la corta de regeneración a matarrasa es uno de los métodos que favorecen el éxito de la repoblación de pinos, se requiere de labores adicionales como la escarificación del suelo y el control de la vegetación, aumentando los costos del establecimiento de la repoblación. Por su parte, Chacón *et al.* (1998), Béland *et al.* (2000), Lee *et al.* (2004) y Castillo (2013) recomiendan la aplicación de cortas sucesivas en lugar de la corta de regeneración de matarrasa, ya que la remoción gradual del dosel genera condiciones menos

extremas de falta de humedad e insolación directas; y además disminuye la cobertura de herbáceas y arbustos por el efecto que provoca la retención de individuos adultos de pino, lo que puede favorecer el establecimiento de plántulas. De acuerdo con Tíscar (2007), la repoblación de los bosques bajo manejo forestal no sólo depende de la apertura del dosel o de la aplicación de cortas, ya que, una combinación de factores bióticos y abióticos operan en distintas etapas.

Es probable que en el área de estudio la remoción gradual del dosel provea de mejores condiciones para la emergencia y el establecimiento de plántulas de pinos, en conjunto con la exposición del suelo mineral y labores de control de la vegetación. De esta manera, también se podría disminuir la dependencia hacia las plantaciones y tener un mejor control de la vegetación que se establece, con los beneficios económicos y de mantenimiento de la variabilidad genética natural que esto conlleva (Boydak (2004; Larsen y Nielsen, 2007).

5.7.3 Características físicas y químicas del suelo

Con excepción del calcio, no se encontraron diferencias significativas entre las propiedades físicas y químicas del suelo de las tres condiciones evaluadas por lo que no se rechazó la hipótesis propuesta. Lo anterior contrasta con los resultados de Lacey y Ryanb (2000) observados en un bosque de *Pinus radiata*, donde se registraron diferencias significativas en la densidad aparente y el porcentaje de humedad de un área sin intervención y un área bajo manejo forestal, sin embargo, el aprovechamiento forestal se hizo de manera mecanizada.

Al respecto, en el área de este estudio los restos de troncos y ramas permanecieron dentro del área de corta y una parte fue utilizada para hacer el acomodo de restos de troncos y ramas, la cual se hizo sin intervención de maquinaria pesada; tampoco se hizo la exposición del suelo mineral por lo que el impacto del aprovechamiento forestal en el piso forestal fue mínimo y no provocó cambios sustanciales, como lo demuestran nuestros resultados, al menos para las variables evaluadas. Cabe mencionar que el arrastre de troncos se lleva a cabo por medio de una grúa de malacate y a través de un carril de arrime, el cual es cubierto con restos de troncos y ramas al terminar la extracción de madera.

De acuerdo a Van Lear y Waldrop (1991) y Halpern y Mckenzie (2001) la retención de materia orgánica y de troncos y ramas minimiza el impacto al suelo y permite el mantenimiento de

nutrimentos en las áreas bajo manejo forestal, por lo que la condición de matarrasa de nuestro estudio presentó condiciones similares al borde y bosque.

Por otra parte, los resultados de este estudio no muestran que el borde sea una condición intermedia entre el bosque y la matarrasa, como comúnmente se cree (Kimmins, 1997). Chen *et al.* (1993) señalan que esta suposición no es verdadera para todas las variables ambientales y dependerá mucho de las condiciones del sitio, así como de la intensidad de las operaciones silvícolas.

En cuanto a la densidad aparente, que mide el grado de compactación del suelo, de acuerdo con Ortiz (2010) densidades mayores a 2.0 g/cm^3 impiden el desarrollo de las raíces de las plantas. Por lo que la densidad aparente de las condiciones evaluadas son aptas para el establecimiento de plántulas, ya que los valores registrados en este estudio son menores al umbral establecido por Ortiz (2010).

En cuanto al porcentaje de humedad del suelo, la falta de diferencias entre las condiciones se debió al contenido de materia orgánica que también es similar y a la retención de troncos y ramas que contribuyen a mantenerla (Merino *et al.*, 1998). Ya que cuando se hace una preparación del sitio más intensiva, la pérdida de humedad del suelo es mayor en comparación con las áreas donde esto no se lleva a cabo. Como lo registraron para zonas bajo manejo forestal Cerro *et al.* (2009) en un área de *Pinus nigra* y Lacey y Ryanb (2000) en un área de *Pinus radiata*, indicando que los sitios con escarificación, desbrozamiento o con mecanización del aprovechamiento forestal registraron un menor porcentaje de humedad que aquellas áreas donde esto no ocurrió.

El pH reportado para el área de estudio en general fue ácido y es común en áreas donde dominan las coníferas (Rzedowski, 1978). Por ejemplo, Giardina y Rhoades (2001) mencionaron un pH de 5.14 para un área de *Pinus contorta* en E.E. U.U. Así como Archer *et al.* (2007) reportó un pH de 5.48 para un área de matarrasa y de bosque mixto de pino en E.E.U.U. A su vez, Sánchez *et al.* (2014) señalaron un pH de 5.1 para un bosque de *Pinus oocarpa* en Jalisco. De acuerdo con Ortiz (2010) un pH ácido es frecuente en las regiones húmedas y una de las fuentes de acidez es la presencia de materia orgánica. En este estudio no se encontraron diferencias en el pH entre las tres condiciones evaluadas, como también lo señalaron Piirainen *et al.* (2004) y Kaarakka *et al.*

(2014) para áreas intervenidas por el método de matarrasa en comparación áreas sin manejo donde tampoco hubo cambios abruptos de pH. El impacto del aprovechamiento forestal sobre las propiedades químicas del suelo también depende de las características del sitio, por lo que no siempre se producen cambios en las propiedades del suelo.

El porcentaje de materia orgánica registrado para las tres condiciones evaluadas corresponde a la proporción que contienen los suelos minerales en general y que es de menos del 20% (Ortiz, 2010). Este componente del suelo constituye un almacén para los cationes intercambiables y aprovechables de calcio (Ca) y magnesio (Mg), entre otros nutrimentos (Ortiz, 2010). La concentración de estos dos nutrimentos es afectada por la extracción de árboles y remoción de la materia orgánica, por lo que el retener restos de troncos y ramas disminuye su pérdida (Kaarakka *et al.*, 2014). Lo que explica que no se hayan encontrado diferencias entre las tres condiciones en cuanto al Mg. Respecto a la respuesta del Ca, el borde presentó un mayor contenido que el bosque, lo que probablemente se debió a la acumulación de residuos forestales que no fueron usados en el apilamiento y que se acumularon en a las orillas de la condición de matarrasa. Ya que como Kaarakka (2014) los residuos del aprovechamiento pueden ayudar a mantener la presencia de ciertos nutrimentos, como el Ca.

El contenido de Ca y Mg en esta área de estudio fue mayor al reportado para una plantación de *Pinus radiata* en el norte de España, donde se aplicó una corta de matarrasa, con valores de Ca de 3.04 a 1.10 cmol/kg y de Mg de 1.62 a 0.59 cmol/kg, en un suelo con pH de 4.34 a 4.40 (Merino *et al.*, 1998); así mismo fueron mayores a los registrados en un bosque sin manejo de *Pinus merkusii*, con valores de 3.7 y 1.5 cmol/kg de Ca y Magnesio, respectivamente, en un suelo con un pH de 4.4 (Alhamd y Rahajoe, 2013). Las diferencias se debieron, además de las condiciones propias de cada sitio, al manejo mecanizado para la preparación del sitio en el estudio de Merino *et al.* (1998) y debido a un pH más ácido en el suelo para ambos estudios. Ya que como Merino *et al.* (1998) y Ortiz (2010) mencionan, cuando el nivel de pH es más ácido, los nutrimentos como el Ca y el Mg disminuyen su disponibilidad.

Por otra parte, el Ca y el Mg son algunos de los cationes más importantes en el crecimiento de las plantas, por lo que su disponibilidad es relevante en el suelo (Ortiz, 2010). Al respecto, la capacidad de intercambio catiónico, que mide la capacidad del suelo de retener y liberar o intercambiar este tipo de cationes, está relacionado al contenido de arcilla y de materia orgánica

(Merino *et al.*, 1998). Esta propiedad no fue modificada de manera significativa por la intervención silvícola del presente estudio, lo cual está relacionado al contenido de materia orgánica que no tampoco difiere entre las condiciones. Además de que en el área de estudio el suelo contiene un cierto porcentaje de arcilla lo que ayuda a mantener la CIT.

La CIC de las condiciones evaluadas en este estudio fue mayor a la indicada por Merino *et al.* (1998) (CIC de 10.25 cmol/kg). Una menor CIC en el área de Merino *et al.* (1998) fue consecuencia del nivel de disturbio en el suelo por la mecanización de preparación del sitio, la disminución del contenido de materia orgánica y a la disminución del pH que conlleva a una menor saturación de bases catiónicas.

Por el contrario Pennock y Kessel (1997) en un bosque maduro de Canadá reportaron una CIC que va de 28.5 a 50.3 cmol/kg, mayor a la CIC de la condición de bosque de este estudio, que quizá se debió a que el pH del área de dicho estudio tuvo un rango de 5.17 a 7.41, siendo un suelo menos ácido y por tanto con una mayor saturación de cationes. Sin embargo, para un área de matarrasa con un pH de 5.2 Pennock y Kessel (1997) señalaron una CIC de 14.3 cmol/kg, una capacidad menor a la condición de matarrasa de este estudio, en parte, la diferencia se debió a la intensidad con la que se aplicaron las operaciones de aprovechamiento forestal y a las condiciones intrínsecas de cada sitio.

Aunque la aplicación del tratamiento de matarrasa no provocó cambios importantes en el suelo, para asegurar el éxito de la repoblación se requiere de tratamientos complementarios como la exposición del suelo mineral y labores de deshierbe, manteniendo la práctica de retención de restos de troncos y ramas, además de sincronizar la aplicación de las cortas de regeneración con la época de mayor diseminación de semillas. De esta manera las probabilidades de germinación de las semillas que caen en el piso forestal pueden aumentar.

5.8 CONCLUSIONES

La densidad de semillas dispersadas en el bosque y borde fue mayor a la densidad registrada en la condición de matarrasa, y puede considerarse una cantidad abundante, aunque no característica de un año semillero. No obstante, la proporción de semillas llenas fue baja y el porcentaje de germinación fue aún menor para el área de estudio en general.

Asimismo, la densidad de semillas en el banco de semillas del suelo fue mayor en el borde y el bosque. La condición de matarrasa tuvo la menor densidad pero un porcentaje de semillas llenas

mayor al borde y similar al bosque, aunque un porcentaje de germinación más elevado que el resto de las condiciones. Sin embargo, es importante mencionar que las especies de pinos del área de estudio no forman bancos de semillas permanentes debido a la pérdida rápida de viabilidad, por lo que la repoblación de las áreas bajo manejo forestal no puede depender del suministro de semillas del banco del suelo.

Por otra parte, el efecto de la aplicación de la corta de regeneración a matarrasa sobre las propiedades físicas y químicas del suelo evaluadas, no generó cambios abruptos en comparación a la condiciones del borde y bosque. Lo que demuestra que existen las condiciones propicias para el establecimiento de vegetación en el área de matarrasa.

La emergencia de plántulas fue escasa en el área de estudio debido a una calidad baja de semillas, a la falta de sincronización de la aplicación de la corta de regeneración con la época de mayor diseminación de las mismas, condiciones inadecuadas del suelo (exposición del suelo mineral) y a la falta de protección en las primeras etapas de desarrollo de las plántulas.

Por último, es necesario llevar a cabo estudios sobre el proceso de repoblación de las especies de pino que complementen los resultados aquí descritos, que además consideren un periodo más amplio de muestreo, incluyendo la evaluación de variables ambientales y de otras características y elementos del suelo; la observación de la repoblación en sus distintas etapas, desde la formación y dispersión de las semillas hasta el crecimiento de los brinzales; así como analizar la relación de este proceso con la cobertura del dosel y la presencia de vegetación herbácea y arbustiva, entre otros factores.

Un mayor conocimiento de la repoblación de especies de pinos podría permitir una planeación del manejo forestal más acorde con su ciclo reproductivo y sus requerimientos ambientales, y de esta manera hacer un uso más extensivo de la repoblación natural y disminuir la dependencia hacia las plantaciones forestales en el área de estudio.

CAPÍTULO 6 DISCUSIÓN GENERAL

En la región de la Sierra Norte, dentro de la cual se localiza el área de estudio, a principios de 1980 se documentó la falta de repoblación natural del género *Pinus* como consecuencia de la aplicación del Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM), con el tratamiento de selección individual como corta de regeneración (Negreros y Snook, 1984; Jardel, 1985; Pineda y Sánchez, 1988; TIASA, 2003). El método empleado había sido aplicado durante las primeras décadas de manejo forestal llevado a cabo por la empresa paraestatal denominada Fábricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX), la cual hasta 1980 había tenido la concesión del aprovechamiento forestal de los bosques templados de la región (Bray y Merino, 2004). Después de 1980, las comunidades de la región tomaron el control del manejo forestal y para tratar de solucionar la falta de repoblación natural, a partir de 1990 implementaron la aplicación del Método de Desarrollo Silvícola, con el método de regeneración de árboles padre, además de la aplicación del MMOBI (Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares) que se mantiene hasta la actualidad pero ahora utilizando el método de regeneración de selección grupal (UZACHI, 2003).

Debido a la presión de comunidades con una percepción conservacionista, el método de regeneración de árboles padre se aplicaba de manera inadecuada, ya que se mantenía que mantenía una densidad de encinos y de árboles semilleros mayor a la indicada en las prescripciones silvícolas, estas condiciones no propiciaron una repoblación exitosa de especies de pinos. Lo que llevó en la década del 2000 a cambiar el tratamiento silvícola de árboles padre por el de matarrasa en franjas.

La corta de regeneración de matarrasa es considerada como la adecuada para la repoblación de especies intolerantes a la sombra y que necesitan poca protección, como la mayoría de las especies de pinos (Nyland 1996; Delgado *et al.*, 2008). De acuerdo con los resultados de este estudio, la emergencia de plántulas de primer año fue escasa en el área de matarrasa, a pesar de que se llevaron a cabo algunos tratamientos complementarios como el acomodo de residuos para preparar el sitio. El retraso en el establecimiento de plántulas durante el primer año después de la aplicación de la corta de regeneración ha sido observado por los técnicos comunitarios del área de estudio. Por lo que generalmente se lleva a cabo plantación de brinzales de especies de pino locales. Lo anterior concuerda con Lee *et al.* (2004) quienes consideran que la corta de matarrasa

no necesariamente conduce a una repoblación natural exitosa de los pinos, ya que en el proceso de repoblación también influyen diversos factores bióticos y abióticos (Tíscar, 2007). Algunos factores pudieron ser identificados en nuestro estudio.

En el área de matarrasa si bien la densidad de semillas dispersadas, así como la registrada en el banco de semillas no fue abundante, la proporción de semillas llenas y el porcentaje de germinación si fueron altos en el banco de semillas al compararse con el área de borde y bosque. De acuerdo a Keyes y Maguirre (2007), se requiere una menor cantidad de semillas si existen las condiciones adecuadas en el sitio, como la exposición del suelo mineral, además del control de la vegetación, entre otros. La ausencia de estos factores en el área de estudio probablemente propiciaron una escasa emergencia de plántulas.

Otra causa de la escasa emergencia de plántulas fue la falta de sincronización de la aplicación de la corta de matarrasa con el periodo de mayor diseminación de semillas, que en la zona ocurrió en el mes de abril (la corta se aplicó en el mes de septiembre), y con las condiciones ambientales de temperatura y precipitación adecuadas para permitir la emergencia y sobrevivencia de plántulas. En la época en la que se hizo la corta tanto la temperatura como la precipitación comienzan a descender. Un aspecto más a considerar, es el hecho de que las plántulas de pino en sus primeras etapas son más sensibles a las condiciones extremas, lo que ha llevado a diversos autores a proponer el método de cortas sucesivas como más adecuado para las primeras etapas de desarrollo de las plántulas de pino; no solo por generar condiciones ambientales más adecuadas, sino también porque debido a la permanencia de árboles adultos de pino existe un mayor suministro de semillas debido a una mayor dispersión (Béland *et al.*, 2000; Boydak, 2004; Lee *et al.*, 2004; Keyes y Maguirre, 2007;)

No obstante, aunque en el área de estudio la emergencia y el establecimiento de plántulas de pino se dificultan por los factores antes mencionados, algunos años después de la aplicación de la corta de matarrasa la repoblación puede llegar a ser abundante. Este fue el caso de dos áreas tratadas en el año 2009 con la corta de regeneración de matarrasa, en una de las cuales se aplicó una quema de residuos. La densidad de individuos de primer año registrados durante el año 2012 fue abundante, así como también la densidad acumulada de individuos desde el año 2009, a pesar de que parte del espacio de crecimiento está ocupado por la repoblación plantada. La variabilidad en las clases de tamaños encontrada, desde plántulas hasta algunos latizales, indican un

reclutamiento constante de individuos y con densidades que van de los 2,550 a los 3,850 ind ha⁻¹. Lo cual sería suficiente para generar una nueva masa forestal, si el área dependiera solamente de la repoblación natural, de acuerdo a los parámetros establecidos en el programa de manejo forestal (UZACHI, 2003) y a Cain y Shelton (2001).

Por otra parte, la supervivencia de los individuos registrados fue elevada e independiente de la aplicación de la quema de residuos. La densidad de individuos y su supervivencia se atribuyó a las condiciones ambientales del área (p. ej. La cantidad de precipitación anual) y también a prácticas de manejo forestal como el control manual de la vegetación herbácea y arbustiva, que no solo benefician a la repoblación plantada, sino también a la de origen natural.

Los resultados indican que la aplicación de quema de residuos no es necesaria en el área de estudio, debido a que la densidad de plántulas fue mayor en el área libre de quema y la supervivencia no fue estadísticamente diferente, además de que la mayoría de las variables de crecimiento tuvieron una mejor respuesta en el área sin quema. Es importante mencionar que en un área cercana a la de nuestro estudio, la aplicación de una quema controlada en una zona de árboles padre produjo una densidad abundante de plántulas (Ramírez, 2006), por lo que en ese caso si hubo un beneficio al utilizar dicha herramienta silvícola. Estos resultados contrastantes sobre el uso del fuego en áreas bajo manejo forestal, invitan a considerar que su utilización requiere de mas estudios, ya que además la respuesta de la repoblación natural no depende únicamente de la aplicación de la quema sino también de otros factores asociados al sitio, como la entrada de materia orgánica, las condiciones microclimáticas, entre otros (Pausas *et al.*, 2003).

Por otro lado, en ciclos de corta pasados, la aplicación con criterios semejantes de las cortas de regeneración de Árboles Padre y Selección Grupal dio como resultado rodales con una estructura, dinámica e incremento en volumen muy similares. A pesar de lo anterior, los rodales intervenidos con el tratamiento de SG presentaron algunas características estructurales y de diversidad que no fueron encontradas en rodales con Árboles Padre y que les confieren más cercanía al bosque de referencia de este estudio.

El método de SG posee ventajas frente a métodos coetáneos, como por ejemplo: permite agregar diversidad estructural al generar pequeños espacios coetáneos, favoreciendo la diversidad biológica; mantiene una distribución diamétrica más amplia y una cobertura forestal

continúa; produce rodales que se aproximan más a un régimen de perturbación natural, con una mayor calidad estética (Smith *et al.*, 1997; ÓHara, 2001; Franklin *et al.*, 2002; Lähde *et al.*, 2002; Larsen y Nielsen, 2007).

Por el contrario, los sistemas coetáneos simplifican la estructura del rodal al reducir la variabilidad del tamaño de los individuos arbóreos y en general, disminuyen la diversidad de especies, entre otros componentes, restringiendo las funciones del ecosistema (O'Hara, 2001; Ishii *et al.*, 2004). Para Franklin *et al.* (2002) y Rossi *et al.* (2009), estos sistemas tienen poco en común con las perturbaciones naturales de reemplazo de rodal, como comúnmente se cree, excepto por crear condiciones más adecuadas de luz para la repoblación de especies intolerantes (Franklin *et al.*, 2002).

De acuerdo a los resultados de este estudio, para los bosques templados bajo manejo forestal de Capulalpam de Méndez es recomendable que en la aplicación del método de Selección Grupal se continúe con la retención de elementos estructurales y de diversidad característicos de bosques maduros. Algunos de estos elementos son la retención de árboles grandes de especies de coníferas y latifoliadas; al momento de plantar se debería mantener la composición de especies de *Pinus*, ya que el manejo forestal no solo ha incrementado la dominancia de pinos en general, sino la dominancia de una especie en particular como es *Pinus patula*. La retención de elementos estructurales ayuda a mantener un mayor nivel de biodiversidad y un mejor funcionamiento del ecosistema, facilitando una recuperación del rodal en dichos términos (Bauhus *et al.*, 2009).

Además, también es recomendable continuar con el establecimiento de áreas sin manejo o con una mínima intervención silvícola, como se ha estado haciendo desde hace varias décadas en el área de estudio. El establecimiento y conservación de áreas sin intervención silvícola en bosques mixtos de pino, es relevante ya que en la actualidad son raros (Stephens y Gill, 2005). Para Silver *et al.* (2013), la estructura y la dinámica del desarrollo de un bosque maduro frecuentemente sirve como una línea base para prescripciones de restauración encaminados a promover condiciones estructurales más complejas en los paisajes bajo manejo forestal.

Aún se requiere de más estudios a largo plazo que incluyan conocer los efectos de otros tratamientos silvícolas sobre la estructura y la diversidad vegetal, así como evaluar otros componentes y procesos del bosque con manejo y sin manejo del área de estudio. Lo anterior con

la finalidad de mejorar la aplicación de los tratamientos silvícolas o la implementación de acciones de conservación. Y de esta manera cumplir con los objetivos económicos, productivos y ecológicos que deben considerarse como parte de un manejo forestal sustentable. Para ello es importante continuar con la medición periódica de la red de sitios permanentes de muestreo con los que cuenta la comunidad y que son de los pocos que existen en la región de La Sierra Norte de Oaxaca.

CAPÍTULO 7 LITERATURA CITADA

- Aguirre C., O. 1997. Hacia el manejo de ecosistemas forestales. *Madera y Bosques* 3: 3-11.
- Alba L., J., L. C. Mendizábal H. y J. Márquez R. 2001. Comparación del potencial de producción de semillas de *Pinus oaxacana* Mirov de dos cosechas en Los Molinos, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 3: 35-38.
- Alder, D., and T. J. Synnott. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute, UK. 124 p.
- Alhamd, L., and J. S. Rahajoe. 2013. Species composition and above ground biomass of a pine forest at Bodogol, Gunung Gede Pangrango National Park, West Java. *Journal of Tropical Biology and Conservation* 10: 43-49.
- Álvarez G., J. G. y A. D. Ruiz. 1998. Análisis y modelización de las distribuciones diamétricas de *Pinus pinaster* AIT en Galicia. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 7: 123-137.
- Archer, J. K., D. L. Miller, and G. W. Tanner. 2007. Changes in understory vegetation and soil characteristics following silvicultural activities in a southeastern mixed pine forest. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 134: 489-504.
- Arriaga, L. and C. Mercado. 2004. Seed bank dynamics and tree-fall gaps in a northwestern Mexican *Quercus-Pinus* forest. *Journal of Vegetation Science* 15: 661-668.
- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, y E. Loa (coords). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.html>. Fecha de Consulta: 20 de octubre de 2014.
- Balzarini M., G., L. González, M. Tablada, F. Casanoves, J. A. Di Rienzo, y C.W. Robledo. 2008. Manual del Usuario de Infostat. Ed. Brujas. Córdoba, Argentina. 336 p.
- Bauhus, J., K. Puettmann, and C. Messier. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525-537.
- Boydak, M. 2004. Silvicultural characteristics and natural regeneration of *Pinus brutia* Ten. -a review. *Plant Ecology* 171: 153-163.

- Béland, M., E. Agestam, P. M. Eko, P. Gemmel, and U. Nilsson. 2000. Scarification and seedfall affects natural regeneration of Scots Pine under two shelterwood densities and a clear-cut in Southern Sweden. *Scandinavian Journal Forest Research* 15: 247–255.
- Bray, D. B., y P. L. Merino. 2004. La experiencia de las comunidades forestales en México, Primera ed. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., México, D. F. 269 p.
- Brittany, J., O. Molenda, C. Hayward, N. Mark, N. Miller, L. Rye, and K. Cottenie. 2011. Patterns of tree diversity in response to logging in Algonquin Provincial Park. *Studies by undergraduate Researchers at Guelph* 4: 56-62.
- Brown, P. M., and R. Wu. 2005. Climate and disturbances forcing of episodic tree recruitment in a southwestern ponderosa pine landscape. *Ecology* 86: 3030-3038.
- Busse, D. M., S. A. Simon, and G. M. Riegel. 2000. Tree-growth and understory responses to low-severity prescribed burning in thinned *Pinus ponderosa* Forests of Central Oregon. *Forest Science* 46: 258-268.
- Cain, M. D., and M. G. Shelton. 2001. Twenty years of natural loblolly and shortleaf pine seed production on the Crossett experimental Forest in southeastern Arkansas. *Southern Journal of Applied Forestry* 25:40-45.
- Camacho, M. 2004. Utilización de parcelas permanentes de medición (PPM) en estudios de biodiversidad vegetal en bosques naturales tropicales. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 9 p.
- Carrillo A., F., G. Vera C., O. S. Magaña T., J. M. Guldin, and R. P. Guries. 2007. Seeds stored in the forest floor in a natural stand of *Pinus montezumae* Lamb. *Revista Ciencia Forestal en México* 34: 41-60.
- Castellanos B., J. F., J. E. Treviño G., O. A. Aguirre C., J. Jiménez P., M. Musálem S., y R. López A.. 2008. Estructura de bosques de *Pinus patula* bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 14: 51-63.
- Castillo A., O. 2013. Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Maestría. Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México . 56 p.
- Castro, J., J. M. Gómez, D. García, R. Zamora, y J. A. Hódar. 1999. Seed predation and dispersal in relict Scots pine forests in southern Spain. *Plant Ecology* 145: 115–123.

- Cerro B., A., M. E. Lucas B., E. Martínez G., F. R. López S., M. Andrés A., F. A. García M., y R. Navarro L. 2009. Influence of stand density and soil treatment on the Spanish Black Pine (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) regeneration in Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 18: 167-180.
- Chacón, J. M., A. Velázquez, y M.A. Musálem. 1998. Comportamiento de la repoblación natural de *Pinus arizonica* Engelm. bajo diferentes coberturas. *Madera y Bosques* 4: 39-44.
- Challenger, A. 2003. Conceptos Generales Acerca de los Ecosistemas Templados de Montaña de México y su Estado de Conservación. *In: Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy V.* (eds). *Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña en México*. INE, México. pp: 17-44.
- Chapela, F. 2012. Escenario para el Manejo Forestal Sostenible en México. *In: Francisco Chapela* (Coord). *Estado de los bosques de México*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C. México. pp: 6-27.
- Chen, J., J. Franklin, and T. A. Spies. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63: 219-237.
- Clark, A. D., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson, and J. Ni. 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications* 11: 356-370.
- Corral R., J. J., O. A. Aguirre C., J. Jiménez T., y S. Corral R. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales* 14: 217-228.
- Corral R., J. J., B. Vargas L., C. Wehenkel, O. A. Aguirre C., y F. Crecente C. 2012. Guía para el Establecimiento, Seguimiento y Evaluación de Sitios Permanentes de Monitoreo en Paisajes Productivos Forestales. Comisión Nacional Forestal-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México. 77 p.
- Cotler, H. 2003. Características y Manejo de Suelos en Ecosistemas Templados de Montaña. *In: Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis* (eds). *Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña en México*. INE, México. pp: 153-162.

- Creech, N. M. 2009. Revegetation potential of slash pile burn sites in the longleaf pine ecosystem. Thesis of Master Degree, University of Georgia, Athens, Georgia, USA. 121 p.
- Crow, T. R., D. S. Buckley, E. A. Nauertz, and J. C. Zasada. 2002. Effects of management on the composition and structure of Northern hardwood forest in upper Michigan. *Forest Science* 48: 129-145.
- Dalling, W. J. 2002. Ecología de semillas. *In*: Guariguata M. E., y G. H. Kattan (eds). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica. pp: 344-375.
- Das, A., J. Battles, N. L., Stephenson, y P. J. van Mantgem. 2011. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1203-1213.
- Daskalidou, N. E., and C. A. Thanos. 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis*) postfire regeneration: The role of canopy and soil seed banks. *International Journal Wildland Fire* 6: 59-66.
- Daskalidou, N. E., and C. A. Thanos. 2004. Postfire regeneration of Aleppo pine – the temporal pattern of seedling recruitment. *Plant Ecology* 171: 81–89.
- Del Castillo, R. F., J. A. Pérez de la Rosa, A. Vargas, y R. Rivera. 2004. Coníferas. *In*: García, A. J., M. Ordóñez, y M. Briones (eds). *Biodiversidad de Oaxaca*. México., Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-WWF. México. pp. 141- 158.
- Delgado, L. D., C. Boroucle, B. F. Finegan, Y. Galo, y N. Guadamuz. 2008. Monitoreo Ecológico del Manejo Forestal Comunitario de Pinares Naturales de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua. Una Guía Preliminar Basada en la Experiencia del Bosque Comunitario de Las Crucetas. CATIE. Turrialba, C.R. 49 p.
- Dinerstein, E., M. D. Olson, J. D. Graham, L. A. Webster, A. S. Primm, P. M. Bookbinder, y G. Ledec. 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Ecoregiones Terrestres de América Latina y el Caribe. Banco Mundial-WWF. Washington, D. C. 135 p.
- Dovciak, M., P. B. Reich, and L. E. Frelich. 2003. Seed rain, safe sites, competing vegetation, and soil resources spatially structure white pine regeneration and recruitment. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1892–1904.

- FAO-UNESCO. 1990. Mapa Mundial de Suelos. Informes Sobre Recursos Mundiales de Suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 142 p.
- FAO. 2012. El Estado de los Bosques del Mundo 2012. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma. 50 p.
- Finegan, B., J. Hayes, D. Delgado y S. Gretzinger. 2004. Monitoreo Ecológico del Manejo Forestal en el Trópico Húmedo: Una Guía para Operadores Forestales y Certificadores con Énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. WWF-CENTROAMERICA/PROARCA/CATIE/OSU. 116 p.
- Franklin, J. F., T. A. Spies, R. Van Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg, D. B. Lindenmayer, M. E. Harmon, W.S. Keaton, D. C. Shaw, K. Bible K., and J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399-423.
- Franklin, F. J., and R. Van Pelt. 2004. Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry* 102: 22-28.
- Fraver, S., and B. J. Palik. 2012. Stand and cohort structures of old-growth *Pinus resinosa* dominated forests of northern Minnesota, USA. *Journal of Vegetation Science* 23: 249–259.
- Galindo, L., M. González, P. Quintana, and L. García. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. in the highlands of Chiapas, México. *Plant Ecology* 162: 259-272.
- García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). 4 ed., Offset Larios. México. 246 p.
- Giardina, P.C. and C.C. Rhoades. 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 140: 19-28.
- Godínez, I. O. 2007. Dinámica de la regeneración de *Fagus grandifolia* Ehrh. subsp. *mexicana* (Martínez) E. Murray en La Mojonera, Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. 94 p.

- Gómez J., M. D., C. Ramírez H., J. Jasso M., y J. López U. 2010. Variación en características reproductivas y germinación de semillas de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham. Revista Fitotecnia. Mexicana 33: 297-304.
- Goris, R., K. Vincent, G. Kristof, B. Guy, and V. Kris. 2007. Long-term dynamics in a planted conifer forest with spontaneous ingrowth of broad-leaved trees. Applied Vegetation Science 10: 219-228.
- Halffter, G., C. E. Moreno, y E. O. Pineda. 2001. Manual para Evaluación de la Biodiversidad en Reservas de la Biosfera. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, España. 80 p.
- Halpern, Ch. B., and D. Mckenzie. 2001. Disturbance and post-harvest ground conditions in a structural retention experiment. Forest Ecology and Management Management 154: 215-225.
- Hancock, M., S. Egan, R. Summers, N. Cowie, A. Amphlett, S. Rao, and A. Hamilton. 2005. The effect of experimental prescribed fire on the establishment of Scots pine *Pinus sylvestris* seedlings on heather *Calluna vulgaris* moorland. Forest Ecology and Management 212: 199-213.
- Hartmann, H., M. Beaudet, and C. Messier. 2008. Using longitudinal survival probabilities to test field vigour estimates in sugar maple (*Acer saccharum*). Forest Ecology and Management 256: 1171-1179.
- Hernández, L. I. 2007. Cambios en la estructura y composición del bosque bajo dos tratamientos silviculturales en la Comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca, México. Tesis Magister Scientiae. CATIE. Turrialba, C.R. 90 p.
- Hernández D., J. C., J. J. Corral R., A. Quiñones Ch., J. R. Bacon S., and B. Vargas L. 2008. Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. Madera y Bosques 14: 25-41.
- Hernández S., O. A. Aguirre C., E. Alanís R., J. Jiménez P., E. J. Treviño G., M. A. González T., C. Luján A., J. M. Olivas G., y L. A. Domínguez P. 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: 189-199.
- Hunt, R. 2002. A modern tool for classical plant growth analysis. Annals of Botany 90: 485-488.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1984. Carta Topográfica E14-D28 Esc. 1: 50,000 Oaxaca, Oax., México.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1998. Anuario Estadístico del Estado de Oaxaca.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2004. Síntesis de Información del Estado de Oaxaca.
- Ishii, H. T., S. Tanabe, and T. Hiura. 2004. Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *Forest Science* 50: 342-355.
- Izhaki, I., N. Henig, and G. Ne'eman. 2000. Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *Journal of Ecology* 88: 667-675.
- 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: 3-16.
- Jardel, E. J. 2012. El Manejo Forestal en México: Estado Actual y Perspectivas. *In*: Chapela, F. (Coord.). Estado de los Bosques de México. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C. México. pp: 6-27.
- Jiménez, L., A. Damon, S. Ochoa, and R. Clark. 2014. Impact of silvicultural methods on vascular epiphytes (ferns, bromeliads and orchids) in a temperate forest in Oaxaca, México. *Forest Ecology and Management* 329: 10-20.
- Jiménez V., A., y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151-161.
- Jiménez V., R. E. 2012. Assessing success of forest restoration efforts in degraded mountain cloud forest in southern Mexico. Theses Michigan Technological, University. Disponible en: <http://digitalcommons.mtv.edu/etds1163>. Fecha de consulta: 15 de agosto de 2013.
- Johnson, E. A., and F. I. Fryer. 1996. Why Engelmann spruce does not have a persistent seed bank. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 872-878.
- Kaarakka, L., P. Tamminen, A. Saarsalmi, M. Kukkola, H. S. Helmisaari, A. J. Burton. 2014. Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Forest Ecology and Management* 313: 180–187.
- Kajimoto, T., H. Onodera, S. Ikeda, H. Daimaru, and T. Seki. 1998. Seedling establishment of stone pine *Pinus pumila* by nutcracker seed dispersal on Mt. Yumori, northern Japan. *Arctic and Alpine Research* 30:408-417.

- Karlsson, C., and G. Örlander. 2000. Soil scarification shortly before a rich seed fall improves seedling establishment in seed tree stands of *Pinus sylvestris*. *Scand. Journal of Forest Research* 15: 256-266.
- Kerr, G., P. Gosling, G. Morgan, V. Stokes, V. Cunningham, and M. Parratt. 2008. Seed production and seedling survival in a 50-year-old stand of Corsican pine (*Pinus nigra* subsp. *laricio*) in southern Britain. *Forestry* 81: 525-541.
- Keyes, R. C., and D. A. Maguire. 2007. Seed rain of ponderosa pine beneath partial overstories. *New Forest* 34: 107-114.
- Kimmins, J. P. 1997. *Balancing Act: Environmental Issues in Forestry*. 2nd ed. UBC Press. Vancouver, Canada. 305 p.
- Korb, E. J., N. C. Johnson, and W.W. Covington. 2004. Slash pile burning effects on soil biotic and chemical properties and plant establishment: recommendations for amelioration. *Restoration Ecology* 12: 52-62.
- Koskela, J., J. Kuusipalo, and W. Sirikul. 1995. Natural regeneration dynamics of *Pinus merkusii* in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 77: 169–179.
- Kubota, Y., Y. Konno, and T. Hiura. 1994. Stand structure and growth patterns of understory trees in a coniferous forest, Taisetsuzan National Park northern Japan. *Ecological Research* 9: 333-341.
- Lacey, S. T. and P. J. Ryan. 2000. Cumulative management impacts on soil physical properties and early growth of *Pinus radiata*. *Forest Ecology and Management* 138: 321-333.
- Lähde, T. E., and A. Vaananen. 2002. Growth and diversity effects of silvicultural alternatives on an old-growth forest in Finland. *Forestry* 75: 395-400.
- Larsen, J. B., and A. B. Nielsen. 2007. Nature-based forest management-Where are we going? Elaborating forest development types in and whit practice. *Forest Ecology and Management* 238: 107-117.
- Larson, J. A., and J. F. Franklin. 2005. Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the Western Oregon Cascade Range, USA. *Forest Ecology and Management* 218: 25-36.
- Lee, C. S., J. H. Kim, Y. Hoonbok, and H. Young. 2004. Seedling establishment and regeneration of Korean red pine (*Pinus densiflora* S. et Z.) forests in Korea in relation to soil moisture. *Forest Ecology and Management* 199: 423-432.

- Lexerad, N., and T. Eid. 2005. Recruitment models for Norway spruce, Scot pine, birch, and other broadleaves in young growth forests in Norway. *Silva Fennica* 39: 391-406.
- Leyva L., J. C., A. Velázquez M., y G. Ángeles P. 2010. Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pino. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 16: 227–239.
- Li, Y. B., P. Mou, T. M. Wang, and J. Ge. 2012. Evaluation of regeneration potential of *Pinus koraiensis* in mixed pine-hardwood forests in the Xiao Xing'an Mountains, China. *Journal of Forestry Research* 23: 543-551.
- Louman, B., J. Valerio, y W. Jiménez. 2001. Bases Ecológicas. *In*: Louman, B., D. Quirós y M. Nilsson (eds). *Silvicultura de Bosques Latifoliados Húmedos con Énfasis en América Central*. CATIE. Turrialba, C. R. pp: 21-78.
- Luna B., L. 2014. Aprovechamiento forestal y su impacto en la vegetación y las propiedades físicas del suelo en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 92 p.
- Lutz, J. A., and Ch. B. Halpern. 2006. Tree mortality during early forest development: a long-term study of rates, causes and consequences. *Ecological Monographs* 76: 257-275.
- Magurran, A. 1988. *Diversidad Ecológica y su Medición*. (Traducción de Cirer, A.) Ed. Vedral, Barcelona, España. 197 p.
- Marañón, S., J. Castro, J. I. Querejeta, and E. Fernández. 2013. Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology and Management* 308: 231-239.
- Mari, E. K. A., y M. E. Galassi. 2010. ¿Factores ambientales o herbivoría controlan la emergencia de plántulas en un bosque fluvial del Río Paraná? *Interciencia* 35: 605-612.
- Mathews, A. S. 2003. Suppressing fire and memory: environmental degradation and political restoration in the Sierra Juárez of Oaxaca, 1887-2001. *Environmental History* 8: 77-108.
- Matney, G. T., and J. D. Hodges. 1991. Evaluating regeneration success. *In*: Duryea, M. L., and P. M. Dougherty (eds). *Forest Regeneration Manual*. Kluwer Academic Publishers, USA. pp: 321-331.
- Medianero, E., y M. Samaniego. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el Río Curundú, Panamá. *Folia Entomológica México*. 43: 279-294.

- Merino, A., J. M. Edeso, M. J. González, and P. Marau. 1998. Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. *Forest Ecology and Management* 103: 235-246.
- Messier, C., and K. J. Puettmann. 2011. Forests as complex adaptative systems: implications for forest management and modelling. *Italian Journal of Forest and Mountain Environments* 66: 249-258.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.
- Mostacedo, B., y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 92 p.
- Muñoz, J. H., J. García, G. Orozco, V. M. Coria, y Y. Y. Muñoz. 2012. Evaluación dasométrica de un área semilera de *Pinus montezumae* Lamb. a 13 años de su establecimiento en el municipio de Zacapu, Michoacán. *Foresta Veracruzana* 14: 1-8.
- Musálem S., M. A., A. Velázquez, y M. J. González. 1991. Repoblación natural de bosques templados-fríos en la región central de México. *Agrociencia serie Recursos Naturales Renovables* 1: 55-75.
- Nathan, R., and G. Ne'eman. 2004. Spatiotemporal dynamics of recruitment in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller). *Plant Ecology* 171: 123–137.
- Návar Ch., J. J., y S. González E. 2009. Diversidad y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* 27: 71-87.
- Návar Ch., J. de J. 2010. Los bosques templados del estado de Nuevo León: el manejo sustentable para bienes y servicios ambientales. *Madera y Bosques* 16: 51-69.
- Návar Ch., J. de J., y P. A. Domínguez. 2013. Modelo de incremento y rendimiento: ejemplos y aplicaciones para boques templados mexicanos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4: 8-26.
- Negreros, P., y L. Snook. 1984. Análisis del efecto de la intensidad de corta sobre la regeneración natural de pinos en un bosque de pino-encino. *Ciencia Forestal* 9: 48- 61.
- Negrón, J. F., J. D. McMillin, J. A. Anhold, and D. Coulson. 2009. Bark beetle-caused mortality in a drought-affected ponderosa pine landscape in Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 257: 1353-1362.

- Nilsson, M. C., I. Steijlen, and O. Zackrisson. 1996. Time restricted seed regeneration of Scots pine in sites dominated by feather moss after clear-cutting. *Canadian Journal of Forest Research*. 26: 945–953.
- Nyland, R. D. 1996. *Silviculture. Concepts and Applications*. McGraw Hill. Co. USA. 633 p.
- O'Hara, K. L. 2001. The silviculture of transformation – a commentary. *Forest Ecology and Management* 151: 81–86.
- Olano, J. M., N. A. Laskurain, A. Escudero, and M. De La Cruz. 2009. Why and where do adult trees die in a young secondary temperate forest? The role of neighborhood. *Annals of Forest Science* 66: 105-112.
- Oleskog, G., and K. Sahlén. 2000. Effects of seedbed substrate on moisture conditions and germination of *Pinus sylvestris* seeds in a clearcut. *Scandinavian Journal Forest Research* 15: 225–236.
- Oliver, C. D., and B. C. Larson. 1990. *Forest Stand Dynamics*. McGraw Hill. USA. 467 p.
- Ortiz, C. A. 2010. *Edafología*. 8a. Ed. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 327 p.
- Otto, R., E. García-del-Rey, P. Gil, and J. M. Fernández-Palacios. 2010. The effect of fire severity on first-year seedling establishment in a *Pinus canariensis* forest on Tenerife, Canary Islands. *European Journal of Forest Research* 129: 499–508.
- Pakeman, R. J., and J. L. Small. 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science* 16: 121-130.
- Pausas, J. G., N. Ouadah, A. Ferran, T. Gimeno, and R. Vallejo. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodland, Eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 169: 205-213.
- Pausas, J. G., C. Bladél, A. Valdecantos, J. P. Seva, D. Fuentes, J. A. Alloza, A. Vilagrosa, S. Bautista, J. Cortina, and R. Vallejo. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- Pederson, N., J. Morgan, and B. J. Palik. 2008. Canopy disturbance and tree recruitment over two centuries in a managed longleaf pine landscape. *Forest Ecology and Management* 254: 85-95.

- Pennock, D. J., and C. van Kessel. 1997. Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan, Canada. *Geoderma* 75: 13-32.
- Peters, G., and A. Sala. 2008. Reproductive output of ponderosa pine in response to thinning and prescribed burning western Montana. *Canadian Journal Forest Research* 38: 844-850.
- Piirainen, S., L. Finér, H. Mannerkoski, M. Starr. 2004. Effects of clear-cutting on the sulphur, phosphorus and cations fluxes through podzolic soil horizons. *Biogeochemistry* 69: 405–424.
- Pineda, R, R. Sánchez. 1988. Efecto de la Corta Selectiva Sobre la Estructura de un Bosque Subtropical de Pino-Encino en Oaxaca, México. El Grullo, Jal., México, INIREB. 27 p.
- Prévosto, B., and C. Ripert. 2008. Regeneration of *Pinus halepensis* stands after partial cutting in southern France: impacts of different ground vegetation, soil and logging slash treatments. *Forest Ecology and Management* 256: 2058-2064.
- Prodan, M., R. Peters, F. Cox, y P. Real. 1997. *Mensura Forestal*. IICA/BMZ/GTZ. Costa Rica. 561 p.
- Puettmann, K. J., K. D. Coates, and C. Messier. 2009. *A Critique of Silviculture. Managing for Fomplexity*. Island Press, Wa. 189 p.
- Ramírez, R. 2005. Efectos de la aplicación de dos métodos de regeneración sobre la estructura, diversidad y composición de un bosque de pino-encino en la Sierra Juárez, Oaxaca, México. Tesis Magister Scientiae. CATIE. Turrialba, C.R. 86 p.
- R Core Team (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rebottaro, L. S., y D. A. Cabrelli. 2007. Crecimiento y rendimiento comercial de *Pinus elliottii* en plantación y en regeneración natural manejada con raleos en Entre Ríos, Argentina. *Bosque* 28: 152-161.
- Rebottaro, L. S., y D. A. Cabrelli. 2011. Regeneración natural de *Pinus elliottii* en claros silvícolas: dinámica poblacional durante siete años. *Madera y Bosques* 17: 49-70.
- Reyes, V., and P. G. Comeau. 2014. Survival probability of white spruce and trembling aspen in boreal pure and mixed stands experience self-thinning. *Forest Ecology and Management* 323: 105-113.
- Rist, L., and J. Moen. 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *Forest Ecology and Management* 310: 416–427.

- Rodríguez T., D. A. and P. Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12: 23-27.
- Rongxia, L., R. A. Weiskittel, and A. J. Kershaw Jr. 2011. Modeling annualized occurrence, frequency, and composition of ingrowth using mixed-effects zero-inflated models and permanent plots in the Acadian Forest Region of North America. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 2077-2089.
- Rossi, S., M. J. Tremblay, H. Morin, and G. Savard. 2009. Growth and productivity of black spruce in even- and uneven-aged stands at the limit of the closed boreal forest. *Forest Ecology and Management* 258: 2153-2161.
- Rouvinen, S., and T. Kuuluvainen. 2005. Tree diameter distributions in natural and managed old *Pinus sylvestris*-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 208:45-61.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Edit. Limusa. D.F., México. 150 p.
- Sánchez, M., A. Gallegos, G. A. González, J. C. Castañeda y R. G. Cabrera. 2014. Efecto del fuego en la regeneración de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5: 126-143.
- Seaby, R. M., and P. A. Henderson. 2006. Species Diversity and Richness Version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Silver, E., J. A.W. D'Amato, S. Fraver, B. J. Palik, and J. B. Bradford. 2013. Structure and development of old-growth, unmanaged second-growth, and extended rotation *Pinus resinosa* forests in Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 291: 110-118.
- Smith, D. M., B. C. Larson, M. J. Kelty, and M. S. Ashton. 1997. *The Practice of Silviculture Applied Forest Ecology*. John Wiley & Sons, Inc. USA. 537 p.
- Solís M., R., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G., J. Jiménez P., E. Jurado Y., y J. Corral R. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques* 12: 49-64.
- Sosa, G., y D. Rodríguez . 2003. Efecto de la calidad de planta en la supervivencia y crecimiento de *Pinus patula* en un área quemada. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 9: 35-43.
- Spurr, S. H., y B. V. Barnes. 1980. *Ecología Forestal*. AGT editor. México. 690 p.
- Statistical Analysis Systems (SAS) Institute Inc. 2002. *SAS/STAT User's Guide*. Cary, North Carolina, USA.

- Stephens, S. L., and S. J. Gill. 2005. Forest structure and mortality in an old-growth Jeffrey pine-mixed conifer forest in north-western Mexico. *Forest Ecology and Management* 205: 15-28.
- Strand, M., M. Ottosson L., U. Bergsten, T. Lundmark, and O. Rosvall. 2006. Height growth of planted conifer seedlings in relation to solar radiation and position in Scots pine shelterwood. *Forest Ecology and Management* 224: 258-265.
- Técnica Informática Aplicada S.A. (TIASA). 2003. Programa de Manejo Forestal para la Comunidad de Ixtlán de Juárez, Oax. México. 231 p.
- Tíscar O., P. A. 2007. Dinámica de regeneración de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* al sur de su área de distribución: etapas, procesos y factores implicados. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16: 124-135.
- Tomback, F. D., A. J. Anderies, K. S. Carsey, M. L. Powell, and S. Mellmann. 2001. Delayed seed germination in whitebark pine and regeneration patterns following the Yellowstone fires. *Ecology* 82: 2587-2600.
- Torres, C. R. 2004. Tipos de Vegetación. *In*: García M., A. J., M. J. Ordóñez, y M. Briones S. (eds). Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. México. pp: 105-117.
- Torres, J. M., O. S. Magaña, y M. Acosta. 2000. Metodología para mejorar la predicción de parámetros de distribuciones diamétricas. *Agrociencia* 14: 627-637.
- Torres, J. M, y O. S. Magaña. 2001. Evaluación de Plantaciones Forestales. Limusa. México. 472 p.
- Unión de Comunidades Forestales Zapotecas-Chinantecas (UZACHI). 2003 Dirección Técnica Forestal. Programa de Manejo Forestal para el predio de Capulálpam de Méndez, Municipio del mismo nombre (2003-2013). Distrito de Ixtlán, Oaxaca, México. 81 p.
- Unión de Comunidades Forestales Zapotecas-Chinantecas (UZACHI). 2003 Dirección Técnica Forestal. Programa de Manejo Forestal para el predio de La Trinidad (2003-2013), Municipio del mismo nombre. Distrito de Ixtlán, Oaxaca, México. 98 p.
- Unión de Comunidades Forestales Zapotecas-Chinantecas (UZACHI). 2006 Dirección Técnica Forestal. Programa de Manejo Forestal para el predio de Santiago Xiacui, Municipio del mismo nombre (2006-2016). Distrito de Ixtlán, Oaxaca, México. 200 p.
- Valappil, N. I. 1997. A physiologically based comparison of even- and multi-aged ponderosa pine stand productivity. Ph.D. Dissertation, University of Montana, Missoula, USA. 156 p.

- Valencia A., S., y K. C. Nixon. 2004. Encinos. *In*: García, A. J., M. Ordóñez, y M. Briones (eds). Biodiversidad de Oaxaca. México, Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-WWF. México. pp. 219-226.
- van Lear, H. D., and T. A. Waldrop. 1991. Evaluating Regeneration Success. *In*: Duryea, M. L., and P. M. Dougherty (eds). Forest Regeneration Manual. Kluwer Academic Publishers, USA. pp: 321-331.
- van Mantgem, P. J., N. L. Stephenson, E. Knapp, J. Battles, and J. E. Keeley. 2011. Long term effects of prescribed fire on mixed conifer forest structure in the Sierra Nevada, California. *Forest Ecology and Management* 261: 989-994.
- Vega, A. J., C. Fernández, P. Pérez, and T. Fonturbel. 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 256: 1596-1603.
- Velasco G., M. V., J. López U., G. Ángeles P., J. Vargas H., y V. Guerra de la C. 2007. Dispersión de semillas de *Pseudotsuga menziesii* en poblaciones del Centro de México. *Agrociencia* 41: 121-131.
- Vilá, A., J. Martínez, J. Vayreda, and J. Retana. 2011. Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forest across the Iberian Peninsula. *Ecological Society of America* 4: 1162-1172.
- Wohlgemuth, T., M. Bürgi, C. Scheidegger, y M. Schutz, 2002. Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forest. *Forest Ecology and Management* 166: 1-15.
- Woodall, C. W., C. E. Fiedler, and R. E. McRoberts, 2009. Effects of tree size and spatial distributions on growth of *Ponderosa pine* forests under alternative management scenarios. *Environmentalist* 29: 301-309.
- Yamagawa, H. and S. Ito. 2006. The role of different sources of tree regeneration in the initial stages of natural forest recovery after logging of conifer plantation in a warm-temperate region. *Journal of Forest Research* 11: 455-460.
- Youngblood, A., T. Max, and K. Coe. 2004. Stand structure in outside old-growth ponderosa pine forests of Oregon and northern California. *Forest Ecology and Management* 199: 191-217.

- Zacarías, Y., y R. F. del Castillo. 2010. Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: Pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. Boletín de la Sociedad Botánica de México 87: 13-28.
- Zavala Ch., F., y J. T. Méndez M. 1996. Factores que afectan la producción de semillas en *Pseudotsuga macrolepis* Flous en el estado de Hidalgo, México. Acta Botánica Mexicana 36: 1-13.

ANEXOS

Anexo A. Ecuaciones utilizadas para obtener los parámetros del bosque templado del área de estudio ubicada en la Sierra Norte de Oaxaca.

Variable	Fuente de información	Ecuación	Parámetros
<hr/>			
Altura Total			
<i>Latifoliadas</i>	Modelo	$A =$	$\beta_0 = 39.8207$
	Gompertz	$\beta_0 \times \exp(\beta_1 \times \exp(\beta_2 \times Dn))$	$\beta_1 = -1.76812$
			$\beta_2 = -0.02244$
<i>Pinus patula</i>	Modelo	A	$\beta_0 = 59.94473$
	Gompertz	$= 1.3$ $+ \beta_0 \times \exp(\beta_1 \times \exp(\beta_2 \times Dn))$	$\beta_1 = -1.92988$
			$\beta_2 = -0.02017$
<i>Pinus leiophylla</i>	Modelo	A	$\beta_0 = 55.92391$
	Gompertz	$= \beta_0 \times \exp(\beta_1 \times \exp(\beta_2 \times Dn))$	$\beta_1 = -1.93516$
			$\beta_2 = -0.02371$
<i>Pinus pseudostrobus</i>			
<i>Pinus rudis</i>			
<i>Pinus teocote</i>			
<i>Pinus ayacahuite</i>	Modelo	A	$\beta_0 = 41.22826$
	Gompertz	$= \beta_0 \times \exp(\beta_1 \times \exp(\beta_2 \times Dn))$	$\beta_1 = -1.93741$
			$\beta_2 = -0.0356$
<hr/>			
Volumen Total			
<i>Latifoliadas</i>	Modelo		$\beta_1 =$
	Schumacher y		0.000081723
<i>Taxus</i>		$VT = \beta_1(Dn)^{\beta_2}(H)^{\beta_3}$	

<i>globosus</i>	Hall		$\beta_2 = 1.7037616$
			β_3 =1.09456111
<i>Pinus patula</i>	Modelo		$\beta_1 = 0.076528$
	Schumacher y Hall	$VT = \beta_1(Dn)^{\beta_2}(H)^{\beta_3}$	$\beta_2 = 1.672251$ $\beta_3 = 1.333502$
<i>Pinus</i>	Modelo		$\beta_1 = 0.119601$
<i>ayacahuite</i>	Schumacher y Hall	$VT = \beta_1(Dn)^{\beta_2}(H)^{\beta_3}$	$\beta_2 = 1.950899$ $\beta_3 = 1.265108$
<i>Pinus</i>	Modelo		$\beta_1 = 0.119601$
<i>leiophylla</i>	Schumacher y Hall	$VT = \beta_1(Dn)^{\beta_2}(H)^{\beta_3}$	$\beta_2 = 1.950899$ $\beta_3 = 1.265108$
<i>Pinus teocote</i>			$\beta_3 = 1.265108$
<i>Pinus</i>	Modelo		$\beta_1 = 0.327775$
<i>pseudostrobus</i>	Schumacher y Hall	$VT = \beta_1(Dn)^{\beta_2}(H)^{\beta_3}$	$\beta_2 = 1.863241$ $\beta_3 = 0.954931$
<i>Pinus rudis</i>	Modelo		$\beta_1 = 0.501006$
	Schumacher y Hall	$VT = \beta_1(Dn)^{\beta_2}(H)^{\beta_3}$	$\beta_2 = 2.101102$ $\beta_3 = 0.902346$
Área basal	Prodan, <i>et al</i> (1997)	$AB = \pi/4 (Dn/100)^2$	$\pi = 3.1416$ Dn= Diámetro normal en cm

Anexo B. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasas de mortalidad e incorporación, por clase de tamaño para el grupo general del BR en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Clase diamétrica	Censo 2007	Vivos 2007 (v_{i2007})	Vivos 2012 (v_{i2012})	Muertos (m_{i2007})	Incorporados 2012 (in_{2012})	Total ($v_{i2012}+in_{2012}$)	Tasa de Mortalidad (TM)	Tasa de incorporación (TI)
10-14.99	339	321	284	18	20	304	0.059	0.948
15-19.99	195	187	158	8	34	191	0.047	1.023
20-24.99	112	106	85	6	25	110	0.063	1.034
25-29.99	72	71	56	1	23	79	0.013	1.100
30-34.99	56	55	37	1	21	58	0.019	1.052
35-39.99	35	35	21	0	17	39	0.000	1.102
40-44.99	26	26	14	0	14	28	0.000	1.083
45-49.99	19	19	15	1	12	27	0.045	1.462
50-54.99	16	16	11	0	4	16	0.000	1.000
55-59.99	21	20	15	1	4	19	0.045	0.964
60-64.99	15	15	9	0	5	14	0.000	0.905
65-69.99	18	17	9	1	6	14	0.077	0.833
70-74.99	7	6	4	1	7	11	0.143	1.778
75-79.99	4	4	2	0	4	6	0.000	1.600
80-84.99	6	6	4	0	2	6	0.000	1.000
85-89.99	7	7	5	0	2	7	0.000	1.000
≥ 90	14	14	14	0	3	17	0.000	1.214

Total	960	925	743	36	202	945	0.046	1.022
-------	-----	-----	-----	----	-----	-----	-------	-------

Anexo C. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo de pinos del BR en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Clase diamétrica	Censo 2007	Vivos 2007 (v_{i2007})	Vivos 2012 (v_{i2012})	Muertos (m_{i2007})	Incorporados 2012 (in_{2012})	Total ($v_{i2012} + in_{2012}$)	Tasa de Mortalidad (TM)	Tasa de incorporación (TI)
10-14.99	49	47	38	2	1	39	0.054	0.827
15-19.99	45	44	40	1	1	41	0.017	0.919
20-24.99	42	41	38	1	1	39	0.018	0.931
25-29.99	35	34	39	1	1	39	0.018	1.146
30-34.99	24	23	25	1	1	26	0.028	1.125
35-39.99	17	17	16	0	0	16	0.000	0.917
40-44.99	15	15	16	0	0	16	0.000	1.048
45-49.99	11	11	16	1	1	16	0.043	1.533
50-54.99	8	8	9	0	0	9	0.000	1.091
55-59.99	13	13	11	0	0	11	0.000	0.833
60-64.99	11	11	10	0	0	10	0.000	0.875
65-69.99	15	14	12	1	1	12	0.058	0.850
70-74.99	6	5	8	1	1	9	0.081	1.714
75-79.99	4	4	5	0	0	5	0.000	1.400

80-84.99	4	4	5	0	0	5	0.000	1.167
85-89.99	6	6	6	0	0	6	0.000	1.000
≥ 90	11	11	11	0	3	14	0.000	1.228
Total	317	310	304	7	8	312	0.023	1.005

Anexo D. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo general de SG en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Clase diamétrica	Censo 2007	Vivos 2007 (v_{i2007})	Vivos 2012 (v_{i2012})	Muertos (m_{i2007})	Incorporados 2012 (in_{2012})	Total ($v_{i2012} +$ in_{2012})	Tasa de Mortalidad (TM)	Tasa de incorporación (TI)
10-14.99	511	480	271	31	57	328	0.103	0.683
15-19.99	360	349	128	11	181	307	0.080	0.879
20-24.99	154	151	42	3	214	257	0.073	1.699
25-29.99	43	42	16	1	123	138	0.067	3.263
30-34.99	20	19	8	1	46	54	0.125	2.882
35-39.99	13	13	7	0	11	18	0.000	1.333
40-44.99	11	10	2	1	9	11	0.333	1.111
45-49.99	4	4	1	0	9	10	0.000	2.250
50-54.99	2	2	0	0	3	3	-	1.500
55-59.99	2	2	2	0	2	4	0.000	2.000
60-64.99	3	3	1	0	0	1	0.000	0.333

65-69.99	0	0	0	0	1	1	-	-
70-74.99	1	1	0	0	1	1	-	1.000
75-79.99	0	0	0	0	1	1	-	-
80-84.99	0	0	0	0	0	0	-	-
85-89.99	0	1	0	0	0	0	-	0.000
≥ 90	2	1	1	1	0	1	0.526	1.000
Total	1129	1080	479	50	658	1136	0.095	1.052

Anexo E. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo de pinos en SG en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Clase diamétrica	Censo 2007	Vivos 2007 (v_{i2007})	Vivos 2012 (v_{i2012})	Muertos (m_{i2007})	Incorporados 2012 (in_{2012})	Total ($v_{i2012} +$ in_{2012})	Tasa de Mortalidad (TM)	Tasa de incorporación (TI)
10-14.99	430	402	203	28	27	230	0.120	0.572
15-19.99	334	324	106	10	170	274	0.087	0.846
20-24.99	140	138	30	2	211	242	0.069	1.758
25-29.99	36	34	12	1	121	133	0.083	3.871
30-34.99	14	14	4	0	42	47	0.000	3.231
35-39.99	7	7	1	0	10	11	0.000	1.667
40-44.99	8	8	1	0	9	10	0.000	1.286
45-49.99	3	3	0	0	7	7	-	2.000

50-54.99	0	0	0	0	3	3	-	-
55-59.99	0	0	0	0	0	0	-	-
60-64.99	1	1	0	0	0	0	-	0.000
65-69.99	0	0	0	0	0	0	-	-
70-74.99	0	0	0	0	1	1	-	-
75-79.99	0	0	0	0	0	0	-	-
80-84.99	0	0	0	0	0	0	-	-
85-89.99	0	0	0	0	0	0	-	-
≥ 90	0	0	0	0	0	0	-	-
Total	973	932	358	41	601	959	0.103	1.029

Anexo F. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo general de AP en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

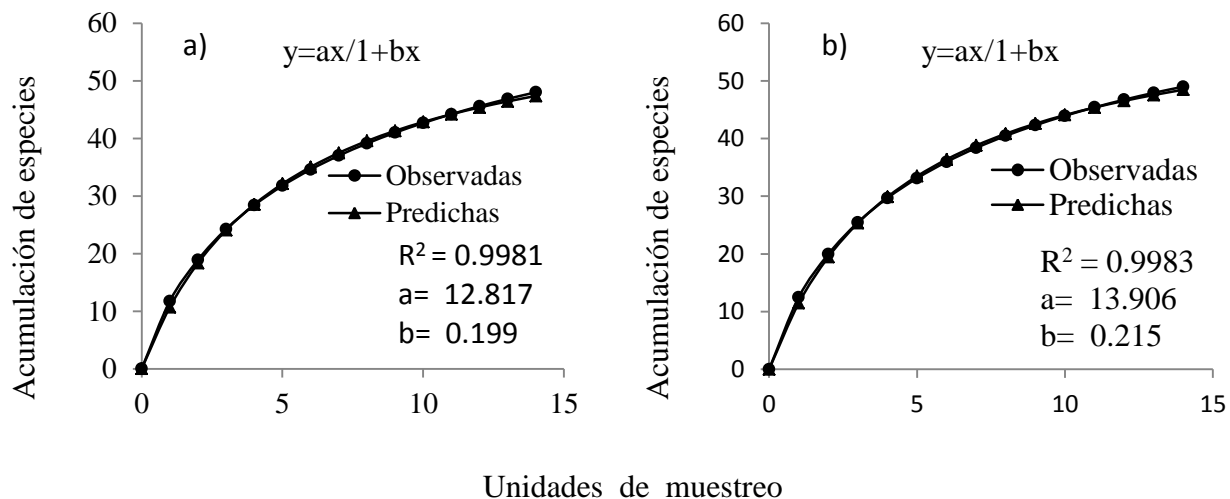
Clase diamétrica	Censo 2007	Vivos 2007 (v_{i2007})	Vivos 2012 (v_{i2012})	Muertos (m_{i2007})	Incorporados 2012 (in_{2012})	Total ($v_{i2012} +$ in_{2012})	Tasa de Mortalidad (TM)	Tasa de incorporación (TI)
10-14.99	663	622	322	42	171	493	0.115	0.790
15-19.99	320	315	122	5	286	408	0.039	1.295
20-24.99	122	120	35	2	197	232	0.045	1.931
25-29.99	18	18	5	0	90	95	0.000	5.182
30-34.99	3	3	0	0	20	20	-	6.000

35-39.99	7	7	2	0	3	5	0.000	0.750
40-44.99	3	3	2	0	5	7	0.000	2.000
45-49.99	5	5	0	0	2	2	-	0.333
50-54.99	2	2	2	0	5	7	0.000	4.000
55-59.99	0	0	0	0	0		-	-
60-64.99	2	2	2	0	0	2	0.000	1.000
65-69.99	2	2	2	0	0	2	0.000	1.000
70-74.99	0	0	0	0	0		-	-
75-79.99	0	0	0	0	0		-	-
80-84.99	0	0	0	0	0		-	-
85-89.99	0	0	0	0	0		-	-
≥ 90	0	0	0	0	0		-	-
Total	1147	1099	492	48	778	1271	0.090	1.156

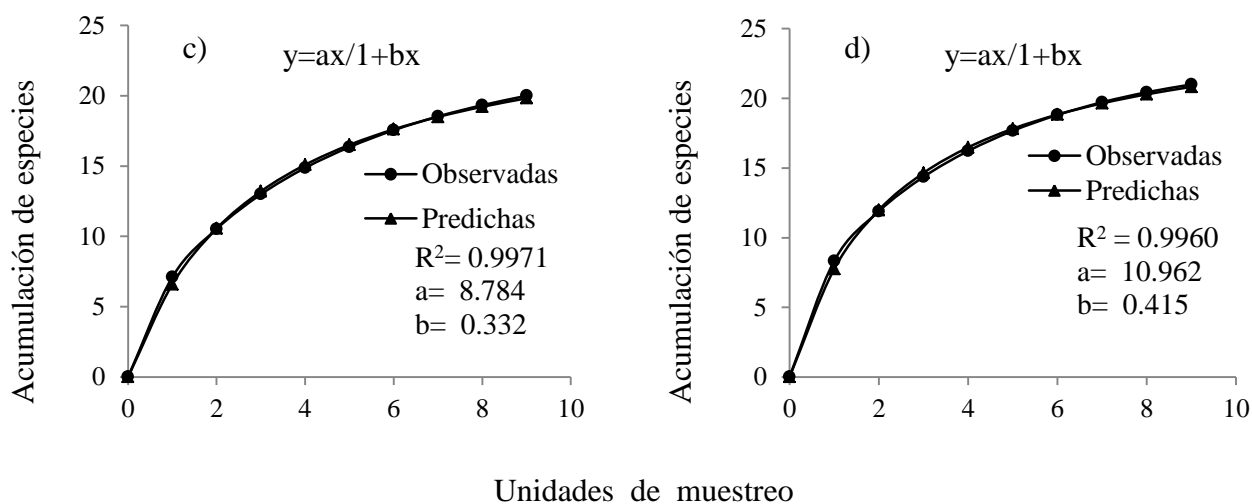
Anexo G. Densidad de individuos en el censo de 2007 y de 2012, tasa de mortalidad y de incorporación, por clase de tamaño para el grupo de Pinos en AP en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Clase diamétrica	Censo 2007	Vivos 2007 (v_{i2007})	Vivos 2012 (v_{i2012})	Muertos (m_{i2007})	Incorporados 2012 (in_{2012})	Total ($v_{i2012} +$ in_{2012})	Tasa de Mortalidad (TM)	Tasa de incorporación (TI)
10-14.99	607	565	277	42	105	382	0.131	0.676
15-19.99	310	305	112	5	277	389	0.043	1.274

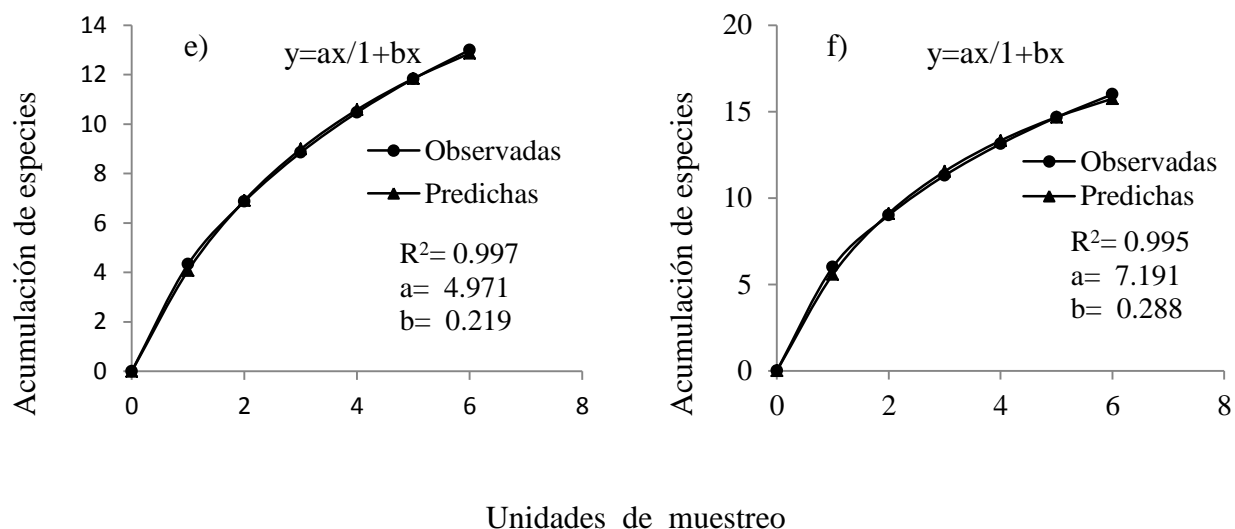
20-24.99	118	117	33	2	197	230	0.048	1.971
25-29.99	17	17	5	0	87	92	0.000	5.500
30-34.99	2	2	0	0	18	18	-	9.000
35-39.99	7	7	2	0	2	3	0.000	0.500
40-44.99	2	2	2	0	5	7	0.000	4.000
45-49.99	3	3	0	0	0	0	-	0.000
50-54.99	2	2	2	0	3	5	0.000	3.000
55-59.99	0	0	0	0	0	0	-	-
60-64.99	2	2	2	0	0	2	0.000	1.000
65-69.99	0	0	0	0	0	0	-	-
70-74.99	0	0	0	0	0	0	-	-
75-79.99	0	0	0	0	0	0	-	-
80-84.99	0	0	0	0	0	0	-	-
85-89.99	0	0	0	0	0	0	-	-
≥ 90	0	0	0	0	0	0	-	-
Total	1068	1020	433	48	694	1127	0.100	1.105



Anexo H. Curvas de acumulación de especies de árboles (≥ 10 cm de dap), observadas y predichas, con el modelo de Clench para el bosque de referencia (BR) en el año 2007 (a) y en el año 2012 (b) en el bosque mixto bajo aprovechamiento forestal de Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.



Anexo I. Curvas de acumulación de especies de árboles (≥ 10 cm de dap), observadas y predichas, con el modelo de Clench para el bosque de selección grupal (SG) en el año 2007 (c) y en el año 2012 (d) en el bosque mixto bajo aprovechamiento forestal de Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.



Anexo J. Curvas de acumulación de especies de árboles (≥ 10 cm de dap), observadas y predichas, con el modelo de Clench para la condición de árboles padre (AP) en el año 2007 (e) y en el año 2012 (f) en el bosque mixto bajo aprovechamiento forestal de Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Anexo K. Especies arbóreas (dap ≥ 10 cm) y su densidad (ind ha⁻¹) para el año 2012, registradas en el bosque mixto de coníferas y latifoliadas de Capulalpam de Méndez, Oaxaca.

Familia	Especie	Bosque de Referencia	Árboles Padre	Selección Grupal
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i>	8	2	3
	<i>Alnus firmifolia</i>			
Betulaceae	<i>Fernald</i>	1	5	1
Burseraceae	<i>Bursera sp.</i>	2	0	0
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	13	0	0
Fagaceae	<i>Latifoliada</i>	14	60	31
Fagaceae	<i>Quercus conspersa</i>	0	15	10
Fagaceae	<i>Quercus corrugata</i>	21	0	0
Fagaceae	<i>Quercus crassifolia</i>	44	30	2
Fagaceae	<i>Quercus eugeniifolia</i>	11	3	6

Fagaceae	<i>Quercus laurina</i>	1	0	0
Fagaceae	<i>Quercus obtusifolia</i>	28	0	0
Fagaceae	<i>Quercus ocoteaefolia</i>	14	0	29
Fagaceae	<i>Quercus scytophylla</i>	164	3	0
Fagaceae	<i>Quercus sp.</i>	9	5	2
Fagaceae	<i>Quercus sp (E21).</i>	1	0	0
Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i>	26	0	17
Lauraceae	<i>Familia Lauraceae</i>	3	0	0
Lauraceae	<i>Nectandra sp.</i>	1	0	2
Lauraceae	<i>Ocotea helicterifolia</i>	6	0	0
Lauraceae	<i>Persea americana</i>	11	0	1
Lauraceae	<i>Phoebe sp.</i>	4	0	4
No				
identificada	<i>E16</i>	6	0	0
No				
identificada	<i>E18</i>	79	0	18
No				
identificada	<i>E2</i>	2	0	0
No				
identificada	<i>E20</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E25</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E27</i>	3	0	8
No				
identificada	<i>E28</i>	4	0	0
No				
identificada	<i>E31</i>	4	0	0
No				
identificada	<i>E33</i>	1	0	0
No	<i>E34</i>	1	0	0

identificada				
No				
identificada	<i>E36</i>	4	0	0
No				
identificada	<i>E37</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E40</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E41</i>	6	0	0
No				
identificada	<i>E42</i>	8	0	0
No				
identificada	<i>E43</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E53</i>	3	0	0
No				
identificada	<i>E58</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E65</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E67</i>	1	0	0
No				
identificada	<i>E77</i>	0	18	3
No				
identificada	<i>E80</i>	0	0	28
No				
identificada	<i>E82</i>	0	2	0
No				
identificada	<i>E88</i>	0	0	12
Pinaceae	<i>Pinus ayacahuite</i>	49	27	21
Pinaceae	<i>Pinus leiophylla</i>	17	0	0

Pinaceae	<i>Pinus patula</i>	186	955	798
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i>	41	120	139
Pinaceae	<i>Pinus rudis</i>	0	3	0
Pinaceae	<i>Pinus sp.</i>	1	17	0
Pinaceae	<i>Pinus teocote</i>	15	5	1
Symplocaceae	<i>Symplocos coccinea</i>	105	0	0
Symplocaceae	<i>Symplocos pycnantha</i>	17	0	0
Taxaceae	<i>Taxus globosus</i>	3	0	0
<hr/>				
Total general		945	1270	1137
<hr/>				

Anexo L. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2007 (dap ≥ 10 cm) del bosque de referencia (BR) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI %
	No. ind ha ⁻¹	Relativa	m ² ha ⁻¹	Relativa	Absoluta	Relativa	
<i>Alnus</i>							
<i>firmifolia</i>	1	0	0.01	0.02	2.00	1.22	0.46
<i>Arbutus</i>							
<i>xalapensis</i>	11	1	0.21	0.29	2.00	1.22	0.90
<i>Bursera sp.</i>	2	0	0.03	0.04	2.00	1.22	0.49
<i>E16</i>	6	1	0.13	0.18	4.00	2.44	1.09
<i>E18</i>	84	9	1.71	2.40	9.00	5.49	5.53
<i>E2</i>	2	0	0.20	0.28	1.00	0.61	0.37
<i>E20</i>	1	0	0.02	0.03	1.00	0.61	0.24
<i>E21</i>	1	0	0.02	0.03	1.00	0.61	0.24
<i>E25</i>	1	0	0.05	0.06	2.00	1.22	0.48
<i>E27</i>	3	0	0.06	0.08	2.00	1.22	0.53

<i>E31</i>	4	0	0.09	0.13	3.00	1.83	0.80
<i>E33</i>	1	0	0.08	0.12	1.00	0.61	0.29
<i>E34</i>	1	0	0.01	0.01	1.00	0.61	0.23
<i>E36</i>	4	0	0.27	0.39	2.00	1.22	0.68
<i>E37</i>	1	0	0.03	0.04	1.00	0.61	0.24
<i>E40</i>	1	0	0.07	0.09	1.00	0.61	0.26
<i>E41</i>	6	1	0.10	0.15	2.00	1.22	0.65
<i>E42</i>	8	1	0.46	0.64	4.00	2.44	1.30
<i>E43</i>	1	0	0.05	0.08	2.00	1.22	0.48
<i>E49</i>	27	3	0.41	0.58	5.00	3.05	2.15
<i>E53</i>	4	0	0.08	0.12	1.00	0.61	0.37
<i>E58</i>	1	0	0.01	0.01	1.00	0.61	0.23
<i>E6</i>	29	3	0.64	0.90	5.00	3.05	2.33
<i>E65</i>	1	0	0.07	0.09	1.00	0.61	0.28
<i>E67</i>	1	0	0.07	0.10	1.00	0.61	0.26

Familia							
Lauraceae	3	0	0.75	1.05	2.00	1.22	0.86
Latifoliada	1	0	0.03	0.04	1.00	0.61	0.27
<i>Nectandra sp.</i>	1	0	0.02	0.03	2.00	1.22	0.47
<i>Ocotea</i>							
<i>helicterifolia</i>	6	1	0.18	0.25	4.00	2.44	1.12
<i>Oreopanax</i>							
<i>xalapensis</i>	9	1	0.25	0.36	5.00	3.05	1.46
<i>Persea</i>							
<i>americana</i>	12	1	0.35	0.50	4.00	2.44	1.40
<i>Phoebe sp.</i>	4	0	0.06	0.09	3.00	1.83	0.76
<i>Pinus</i>							
<i>ayacahuite</i>	50	5	4.16	5.84	5.00	3.05	4.70
<i>Pinus</i>							
<i>leiophylla</i>	17	2	1.60	2.24	1.00	0.61	1.55
<i>Pinus patula</i>	190	20	25.49	35.82	13.00	7.93	21.17
<i>Pinus</i>	41	4	11.56	16.24	10.00	6.10	8.88

pseudostrobus

<i>Pinus sp.</i>	1	0	0.13	0.18	1.00	0.61	0.29
<i>Pinus teocote</i>	15	2	1.09	1.53	1.00	0.61	1.23
<i>Quercus</i>							
<i>corrugata</i>	21	2	2.01	2.82	6.00	3.66	2.88
<i>Quercus</i>							
<i>crassifolia</i>	46	5	1.96	2.76	5.00	3.05	3.52
<i>Quercus</i>							
<i>eugeniifolia</i>	12	1	1.26	1.77	9.00	5.49	2.84
<i>Quercus</i>							
<i>laurina</i>	1	0	0.27	0.38	1.00	0.61	0.38
<i>Quercus</i>							
<i>ocoteaefolia</i>	16	2	0.44	0.62	9.00	5.49	2.58
<i>Quercus</i>							
<i>scytophylla</i>	168	17	9.47	13.31	5.00	3.05	11.28
<i>Quercus sp.</i>	9	1	0.78	1.10	4.00	2.44	1.50
<i>Symplocos</i>	113	12	3.54	4.97	9.00	5.49	7.40

<i>coccinea</i>							
<i>Symplocos</i>							
<i>pycnantha</i>	18	2	0.75	1.06	5.00	3.05	1.99
<i>Taxus</i>							
<i>globosus</i>	3	0	0.13	0.19	2.00	1.22	0.57
Total general	961	100	71.16	100	164	100	100

Anexo M. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2012 (dap \geq 10 cm) del bosque de referencia (BR) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
	No. ind ha ⁻¹	Relativa	m ² ha ⁻¹	Relativa	Absoluta	Relativa	%
<i>Alnus firmifolia</i>	1	0	0.02	0.02	2.00	1.14	0.44
<i>Arbutus xalapensis</i>	13	1	0.27	0.34	2.00	1.14	0.95
<i>Bursera sp.</i>	2	0	0.03	0.03	2.00	1.14	0.47
<i>E16</i>	6	1	0.13	0.16	4.00	2.29	1.02
<i>E18</i>	79	8	2.71	3.33	9.00	5.14	5.62

<i>E2</i>	2	0	0.23	0.28	1.00	0.57	0.36
<i>E20</i>	1	0	0.02	0.03	1.00	0.57	0.23
<i>E21</i>	1	0	0.02	0.02	1.00	0.57	0.22
<i>E25</i>	1	0	0.01	0.02	2.00	1.14	0.44
<i>E27</i>	3	0	0.05	0.06	2.00	1.14	0.50
<i>E28</i>	4	0	0.04	0.05	4.00	2.29	0.93
<i>E31</i>	4	0	0.08	0.10	3.00	1.71	0.73
<i>E33</i>	1	0	0.07	0.09	1.00	0.57	0.27
<i>E34</i>	1	0	0.01	0.01	1.00	0.57	0.22
<i>E36</i>	4	0	0.31	0.38	2.00	1.14	0.66
<i>E37</i>	1	0	0.20	0.25	1.00	0.57	0.30
<i>E40</i>	1	0	0.25	0.31	1.00	0.57	0.32
<i>E41</i>	6	1	0.19	0.24	2.00	1.14	0.66
<i>E42</i>	8	1	0.47	0.57	4.00	2.29	1.23
<i>E43</i>	1	0	0.05	0.07	2.00	1.14	0.45

<i>E49</i>	26	3	0.40	0.50	5.00	2.86	2.03
<i>E53</i>	3	0	0.07	0.09	1.00	0.57	0.32
<i>E58</i>	1	0	0.01	0.01	1.00	0.57	0.22
<i>E6</i>	28	3	0.67	0.82	5.00	2.86	2.21
<i>E65</i>	1	0	0.07	0.09	1.00	0.57	0.27
<i>E67</i>	1	0	0.08	0.09	1.00	0.57	0.25
Familia Lauraceae	3	0	0.75	0.93	2.00	1.14	0.79
Latifoliada	14	2	0.17	0.21	10.00	5.71	2.48
<i>Nectandra sp.</i>	1	0	0.02	0.03	2.00	1.14	0.44
<i>Ocotea</i>							
<i>helicterifolia</i>	6	1	0.19	0.24	3.00	1.71	0.85
<i>Oreopanax</i>							
<i>xalapensis</i>	8	1	0.28	0.34	4.00	2.29	1.15
<i>Persea americana</i>	11	1	0.32	0.39	4.00	2.29	1.30
<i>Phoebe sp.</i>	4	0	0.07	0.08	3.00	1.71	0.73

<i>Pinus ayacahuite</i>	49	5	4.49	5.52	5.00	2.86	4.50
<i>Pinus leiophylla</i>	17	2	1.84	2.27	1.00	0.57	1.55
<i>Pinus patula</i>	186	20	28.78	35.36	13.00	7.43	20.81
<i>Pinus</i>							
<i>pseudostrobus</i>	41	4	13.77	16.92	10.00	5.71	9.01
<i>Pinus sp.</i>	1	0	0.15	0.19	1.00	0.57	0.28
<i>Pinus teocote</i>	15	2	1.30	1.60	1.00	0.57	1.25
<i>Quercus corrugata</i>	21	2	2.48	3.05	6.00	3.43	2.89
<i>Quercus</i>							
<i>crassifolia</i>	44	5	2.07	2.55	5.00	2.86	3.36
<i>Quercus</i>							
<i>eugeniifolia</i>	11	1	1.34	1.65	9.00	5.14	2.67
<i>Quercus laurina</i>	1	0	0.29	0.35	1.00	0.57	0.36
<i>Quercus</i>							
<i>ocoteaefolia</i>	14	2	0.45	0.55	9.00	5.14	2.40
<i>Quercus</i>	164	17	11.11	13.65	5.00	2.86	11.27

<i>scytophylla</i>								
<i>Quercus sp.</i>	9	1	0.80	0.98	4.00	2.29	1.42	
<i>Symplocos</i>								
<i>coccinea</i>	105	11	3.23	3.97	9.00	5.14	6.74	
<i>Symplocos</i>								
<i>pycnantha</i>	17	2	0.82	1.01	5.00	2.86	1.89	
<i>Taxus globosus</i>	3	0	0.18	0.22	2.00	1.14	0.55	
Total general	945	100	81.39	100.00	175.00	100.00	100.00	

Anexo N. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2007 (dap \geq 10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de selección grupal (SG) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
	No. ind ha ⁻¹	Relativa	m ² ha ⁻¹	Relativa	Absoluta	Relativa	%
<i>Alnus firmifolia</i>	1	0	0.03	0.07	1.00	1.67	0.61
<i>E18</i>	20	2	0.42	1.11	5.00	8.33	3.74
<i>E27</i>	8	1	0.11	0.28	2.00	3.33	1.44

<i>E49</i>	17	1	0.32	0.85	2.00	3.33	1.89
<i>E77</i>	3	0	0.05	0.13	1.00	1.67	0.70
<i>E80</i>	28	2	1.06	2.79	5.00	8.33	4.53
<i>E81</i>	11	1	1.01	2.66	2.00	3.33	2.33
<i>E88</i>	14	1	0.19	0.49	4.00	6.67	2.81
<i>Nectandra sp.</i>	2	0	0.36	0.94	2.00	3.33	1.49
<i>Oreopanax xalapensis</i>	3	0	0.04	0.12	1.00	1.67	0.69
<i>Persea americana</i>	1	0	0.01	0.02	1.00	1.67	0.60
<i>Phoebe sp.</i>	4	0	0.97	2.54	2.00	3.33	2.09
<i>Pinus ayacahuite</i>	20	2	1.41	3.70	4.00	6.67	4.04
<i>Pinus patula</i>	807	71	20.00	52.44	9.00	15.00	46.30
<i>Pinus pseudostrobus</i>	146	13	6.21	16.27	7.00	11.67	13.61
<i>Pinus teocote</i>	1	0	0.02	0.06	1.00	1.67	0.61
<i>Quercus eugeniifolia</i>	6	0	0.59	1.54	3.00	5.00	2.34

<i>Quercus crassifolia</i>	4	0	2.35	6.16	2.00	3.33	3.30
<i>Quercus ocoteaefolia</i>	30	3	2.91	7.63	4.00	6.67	5.65
<i>Quercus sp.</i>	2	0	0.07	0.19	2.00	3.33	1.24
Total general	1129	100	38.13	100.00	60.00	100.00	100.00

Anexo O. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2012 (dap \geq 10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de selección grupal (SG) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
	No. ind ha ⁻¹	Relativa	m ² ha ⁻¹	Relativa	Absoluta	Relativa	%
<i>Alnus firmifolia</i>	1	0	0.03	0.06	1.00	1.47	0.54
<i>E18</i>	18	2	0.36	0.81	5.00	7.35	3.24
<i>E27</i>	8	1	0.12	0.27	2.00	2.94	1.30
<i>E49</i>	17	1	0.33	0.75	2.00	2.94	1.72
<i>E77</i>	3	0	0.07	0.15	1.00	1.47	0.64
<i>E80</i>	28	2	1.22	2.77	5.00	7.35	4.19

<i>E81</i>	10	1	0.93	2.11	2.00	2.94	1.98
<i>E88</i>	12	1	0.17	0.39	3.00	4.41	1.96
<i>Latifoliada</i>	31	3	0.35	0.81	8.00	11.76	5.10
<i>Nectandra sp.</i>	2	0	0.33	0.75	2.00	2.94	1.30
<i>Oreopanax</i>							
<i>xalapensis</i>	3	0	0.07	0.15	1.00	1.47	0.64
<i>Persea americana</i>	1	0	0.01	0.02	1.00	1.47	0.53
<i>Phoebe sp.</i>	4	0	0.25	0.57	2.00	2.94	1.30
<i>Pinus ayacahuite</i>	21	2	1.71	3.89	4.00	5.88	3.88
<i>Pinus patula</i>	798	70	29.81	67.63	9.00	13.24	50.35
<i>Pinus pseudostrobus</i>	139	12	3.96	8.98	8.00	11.76	10.99
<i>Pinus teocote</i>	1	0	0.02	0.05	1.00	1.47	0.54
<i>Quercus</i>							
<i>eugeniifolia</i>	6	0	0.71	1.62	3.00	4.41	2.17
<i>Quercus crassifolia</i>	2	0	0.49	1.11	2.00	2.94	1.42

<i>Quercus</i>							
<i>ocoteaefolia</i>	29	3	3.04	6.90	4.00	5.88	5.11
<i>Quercus sp.</i>	2	0	0.10	0.23	2.00	2.94	1.12
Total general	1137	100	44.08	100.01	68.00	100.00	100.00

Anexo P. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2007 (dap \geq 10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de árboles padre (AP) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
	No. ind ha ⁻¹	Relativa	m ² ha ⁻¹	Relativa	Absoluta	Relativa	%
<i>Alnus firmifolia</i>	5	0	0.07	0.18	2.00	7.69	2.77
<i>E77</i>	18	2	0.77	1.91	1.00	3.85	2.45
<i>E81</i>	15	1	0.17	0.42	1.00	3.85	1.86
<i>E82</i>	2	0	0.02	0.04	1.00	3.85	1.35
<i>Oreopanax</i>							
<i>xalapensis</i>	2	0	0.01	0.03	1.00	3.85	1.34
<i>Pinus ayacahuite</i>	27	2	0.30	0.75	3.00	11.54	4.87

<i>Pinus patula</i>	925	81	35.50	87.85	6.00	23.08	63.86
<i>Pinus pseudostrobus</i>	108	9	1.54	3.81	5.00	19.23	10.83
<i>Pinus rudis</i>	3	0	0.53	1.30	1.00	3.85	1.81
<i>Pinus teocote</i>	5	0	0.40	0.99	1.00	3.85	1.76
<i>Quercus eugeniifolia</i>	3	0	0.06	0.15	1.00	3.85	1.43
<i>Quercus crassifolia</i>	30	3	0.97	2.40	2.00	7.69	4.24
<i>Quercus scytophylla</i>	3	0	0.06	0.16	1.00	3.85	1.43
Total general	1147	100	40.41	100.00	26.00	100.00	99.99

Anexo Q. Índice de Valor de Importancia (IVI) para individuos de especies arbóreas del año 2012 (dap \geq 10 cm) de rodales bajo el tratamiento silvícola de árboles padre (AP) en Capulalpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.

Especie	Densidad		Dominancia		Frecuencia		IVI
	No. ind ha ⁻¹	Relativa	m ² ha ⁻¹	Relativa	Absoluta	Relativa	%
<i>Alnus firmifolia</i>	5	0	0.16	0.45	5.41	6.25	2.08
<i>E77</i>	18	1	1.00	2.78	2.70	6.93	2.31

<i>E81</i>	15	1	0.22	0.62	2.70	4.51	1.50
<i>E82</i>	2	0	0.02	0.06	2.70	2.90	0.97
<i>Latifoliada</i>	60	5	0.59	1.65	16.22	22.59	7.53
<i>Oreopanax xalapensis</i>	2	0	0.02	0.06	2.70	2.89	0.96
<i>Pinus ayacahuite</i>	27	2	0.38	1.06	8.11	11.27	3.76
<i>Pinus patula</i>	955	75	28.62	79.57	16.22	170.98	56.99
<i>Pinus pseudostrobus</i>	120	9	2.18	6.07	13.51	29.03	9.68
<i>Pinus rudis</i>	3	0	0.57	1.59	2.70	4.56	1.52
<i>Pinus sp.</i>	17	1	0.17	0.48	8.11	9.90	3.30
<i>Pinus teocote</i>	5	0	0.47	1.31	2.70	4.41	1.47
<i>Quercus eugeniifolia</i>	3	0	0.06	0.17	2.70	3.14	1.05
<i>Quercus crassifolia</i>	30	2	1.37	3.80	5.41	11.57	3.86
<i>Quercus scytophylla</i>	3	0	0.07	0.19	2.70	3.15	1.05
<i>Quercus sp.</i>	5	0	0.05	0.14	5.41	5.94	1.98
Total general	1270	100	35.98	100.02	100.00	300.02	100.01

