

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS Región Poza Rica - Tuxpan

Maestría en Ciencias del Ambiente

TRABAJO DE INTERVENCIÓN

"Dinámica sucesional de sitios sometidos a diferentes disturbios en un bosque de pino en el Sur del Estado de Hidalgo"

PRESENTA:

Ing. Rosa María Monroy López

Director:

Dr. Juan Carlos López Acosta

Co-Director:

Dr. Noé Velázquez Rosas

Tuxpan, Veracruz

Septiembre, 2018

Tuxpan de Rodríguez Cano, Veracruz, a 19 de Octubre de 2018.

Dr. José Luis Alanís Méndez

Coordinador de la Maestría en Ciencias del Ambiente

El presente trabajo de investigación titulado "Dinámica sucesional de sitios sometidos a diferentes disturbios en un bosque de pino en el Sur del Estado de Hidalgo", realizado por la Ing. Rosa María Monroy López, bajo la dirección del Dr. Juan Carlos López Acosta y consejo particular del Dr. Noé Velázquez Rosas, ha sido revisada y aprobada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS DEL AMBIENTE

Dr. Juan Carlos López Acosta

Director

Dr. Noé Velázquez Rosas

Codirector



UNIVERSIDAD VERACRUZANA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS MAESTRÍA EN CIENCIAS DEL AMBIENTE

Revisión del Trabajo de Intervención de la alumna: ING. ROSA MARÍA MONROY LÓPEZ

JURADO EXAMINADOR

NOMBRE	FECHA	DICTAMEN	FIRMA
Dr. Jorge A. Pinazzo Salinas	15/10/2018	Aprobado	Jun Areson
Dr. Jorge Luis Chagoya Fuentes	12/19/2018	Aprobado	Aline II
Dr. Julio Cesar González Cárdenas	12/10/2010		
	12/10/2018	Aprobado	- geog

En la presente revisión se acordó que el Trabajo de Intervención denominado "Dinámica sucesional de sitios sometidos a diferentes disturbios en un bosque de pino en el Sur del Estado de Hidalgo" que presenta la sustentante para obtener el Grado de Maestra, está terminado por lo que puede proceder a su inmediata impresión.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) le agradezco la beca recibida durante la maestría.

A la Universidad Veracruzana por brindarme la oportunidad de continuar con mí desarrollo profesional.

A los ejidatarios del Ejido Santo Tomás que me permitieron el acceso y toma de datos en campo.

Al Dr. Juan Carlos López Acosta por su invaluable apoyo, amistad, confianza, paciencia y por compartir sus amplios conocimientos para mejorar el escrito.

Al Dr. Noé Velázquez Rosas por sus valiosos conocimientos, cometarios, sugerencias y aporte en la revisión del escrito.

A Dr. Jorge Luis Chayoya Fuentes, Dr. Julio Cesar González Cárdenas y Dr. Jorge A. Pinazzo Salinas por sus comentarios y sugerencias al escrito.

DEDICATORIA

A mi madre por su amor y apoyo incondicional, quien me ha impulsó a seguir adelante en la realización de mis sueños.

A mi esposo Leonardo quien estuvo a mi lado apoyándome e impulsándome a seguir adelante.

Con cariño a mis hermanas Marilyn, Montserrat, Marlen y Miroslava, por sus palabras de aliento y motivación para seguir adelante, espero ser un ejemplo para ellas.

RESUMEN

El estudio de la sucesión ecológica aplicada a la restauración de zonas perturbadas es importante en términos de conservación de biodiversidad. Este trabajo describe variables asociadas a una cronosecuencia de seis zonas sucesionales (3 de incendio forestal (IF) y 3 de explotación maderable (EM)). Para esto se colocaron 18 cuadros en cada zona de 2,500 m² (50 x 50 m) para árboles, 625 m² (25 x 25 m) para árboles o arbustos y de 1x1 m para hierbas. En cada cuadro se registraron e identificaron tres estratos con DAP ≥ 1cm y ≥ 35 cm de altura, se analizó la cobertura del dosel, área basal, altura, riqueza y diversidad vegetal. Las curvas de acumulación de especies validaron el muestreo, con un déficit del 0% y 0.46% para EM e IF al ajustar una curva asintótica de 40 y 43 especies respectivamente. En total se registraron 9,202 individuos agrupados en 24 familias, 35 géneros y 43 especies, el IF tuvo mayor riqueza de especies (43 spp). Los análisis de valor de importancia (IVI) mostraron que Pinus montezumae, Baccharis conferta, Eupatorium ligustrinum, Muhlenbergia Stipa clandestina, son las especies que más contribución tiene en términos de abundancia, cobertura, frecuencia y área basal en ambos disturbios. Los análisis de similitud, mostraron que ambos disturbios son distintos en términos de composición y modulación por la abundancia de las especies. Los datos sugieren que la sucesión comienza con especies facilitadoras, resistentes al fuego, de requerimiento de luz y fácil regeneración, que promueven la regeneración de especies leñosas del género Pinus. La recolonización de las zonas está en función a cada tipo de disturbio. Este tipo de estudios sugiere que cada disturbio es diferente y clave en la toma de decisiones en estrategias de restauración ecológica.

Palabras claves: sucesión ecológica, disturbio, restauración ecológica, cronosecuencia, biodiversidad.

ÍNDICE GENERAL

Contenido	Pág.
1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1 Disturbios	3
2.2 Sucesión ecológica	4
2.3 Restauración ecológica	6
2.4 Restauración ecológica después de un incendio	8
2.5 Restauración ecológica después de una explotación maderable	·9
2.6 Problemas de la restauración ecológica	10
2.7 Explotación maderable e incendios en el Ejido Santo Tomás	11
3. Objetivos	14
3.1 Objetivo general	14
3.2 Objetivos particulares	14
4. Área de estudio	15
4.1 Caracterización del área de estudio	16
4.2 Características de las zonas de muestreo	17
5. Material y métodos	19
5.1 Selección de las zonas de muestreo	19
5.2 Análisis de la vegetación	19
5.3 Análisis de datos	22
5.3.1 Esfuerzo de muestreo	22
5.3.2 Análisis de diversidad alfa (α)	23

	5.3.3 Estructura vegetal	. 23
	5.3.4 Contraste en la composición de especies	. 24
	5.4 Propuesta de restauración	. 25
6	S. Resultados	. 26
	6.1 Esfuerzo de muestreo de vegetación de las zonas afectadas	. 26
	6.2 Caracterización florística de las zonas afectadas	. 28
	6.3 Diversidad alfa (α)	. 30
	6.4 Análisis del índice de valor de importancia (IVI)	. 32
	6.5 Análisis de estructura	. 36
7	. Discusión	. 41
	7.1 Caracterización florística	. 41
	7.2 Estructura y patrones sucesionales	. 43
	7.3 Estrategia de restauración ecológica	. 46
8	S. Conclusiones	. 50
9	. Aplicación práctica del trabajo	. 51
1	0. Bibliografía	. 52
1	1. Anexos	. 64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura Pag.
Figura 1. Localización del área de estudio, Ejido Santo Tomás, municipio de
Singuilucan, estado de Hidalgo, México
Figura 2. Ubicación de las zonas de estudio
Figura 3. Diseño de cuadro que se utilizó (A: muestreo de árboles, B: muestreo de
árboles y arbustos, C: muestreo de arbustos o hierbas)
Figura 4. Curva de acumulación de especies cuantificadas en cuadros de 50X50 m
en 18 cuadros en EM, así como el estimador Chao 1
Figura 5. Curva de acumulación de especies cuantificadas en cuadros de 50X50 m
en 18 cuadros en IF, así como el estimador Chao 1
Figura 6. Cambios de la riqueza de especies en función de estratos y tiempo de
abandono en EM. 29
Figura 7. Cambios de la riqueza de especies en función de estratos y tiempo de
abandono en IF
Figura 8. Índice de Shannon- Wiener por estrato y año de afectación para la EM.
Figura 9. Índice de Shannon-Wiener por estrato y año de afectación para el IF. 31
Figura 10. Área basal y densidad de individuos en relación al tiempo de abandono,
para el estrato arbóreo. A: área basal y B: densidad de individuos 34

Figura 11. Análisis multidimensional no métrico (NMDS), mediante índice de Bray-
Curtis para las unidades de muestreo comparando los años de abandono en la
EM36
Figura 12. Análisis multidimensional no métrico (NMDS), mediante índice de Bray-
Curtis para las unidades de muestreo comparando los años de abandono en el IF.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro Pág.
Cuadro 1. Tipo de disturbio y superficie afectada en el Ejido Santo Tomás. Solo se
muestra la coordenada central de cada una de las zonas de estudio 17
Cuadro 2. Contraste del índice de diversidad alfa por estrato y tipo de disturbio.
Letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas (p<0.005) 31
Cuadro 3. Resumen del índice de valor de importancia (IVI) por estrato y zonas
afectadas
Cuadro 4. Matriz que resume la disimilitud de las 10 primeras especies y estratos
en la EM
Cuadro 5. Matriz que resume la disimilitud de las 10 primeras especies y estratos
en la IF
Cuadro 6. Especies seleccionadas para el establecimiento de la restauración 47

1. INTRODUCCIÓN

Las principales causas que modelan la estructura de un bosque y que generan diferentes escalas de heterogeneidad son los disturbios. Su recuperación depende de su extensión, intensidad y frecuencia (Simula y Mansur, 2011). Los disturbios son eventos relativamente discretos en el tiempo y espacio, son de origen antropogénico o natural y, han formado parte del ambiente en el que han evolucionado las especies. Las causas de los eventos se derivan de la acción de agentes físicos, geológicos, biológicos o humanos los cuales pueden actuar de manera sinérgica en el ecosistema (Pickett y White, 1985).

La presencia de disturbios juega un papel importante en la sucesión ecológica, ya que la composición florística y aumento de especies secundarias puede variar notablemente de acuerdo a factores que cambien de manera independiente y que den como resultado diferentes etapas sucesionales de acuerdo a su resiliencia y resistencia para soportar disturbios (García *et al.*, 1992).

La sucesión ecológica es inseparable en estudios de disturbios, está influye dependiendo de las condiciones en que se genere el disturbio (Simula y Mansur, 2011). La restauración permitirá conocer cómo están constituidos los ecosistemas y cómo responden ante diferentes manipulaciones o disturbios (White y Jentsch, 2004).

La restauración ecológica se aplica cada vez más en todo el mundo y se considera como una estrategia para revertir o mitigar las pérdidas de biodiversidad y mejorar la provisión de servicios ecosistémicos (Holl y Aide, 2011). Buscando que el ecosistema restaurado sea funcional, estable y con potencial de colonizar (Shackelford *et al.*, 2013).

El fracaso de la restauración ecológica se debe a que normalmente se centra en una especie dominante, con la esperanza de que los procesos naturales, guíen a la comunidad vegetal hacia una trayectoria de restauración completa (Palmer *et al.*, 1997), lo que es inapropiado porque las especies responden de manera diferente a variaciones de suelo, hidrología, disturbio y conectividad de hábitat (Young *et al.*, 2005).

Por ello el propósito del presente trabajo es analizar la estructura, composición y diversidad vegetal a lo largo de una cronosecuencia bajo los efectos de dos disturbios originados; uno por incendio y otro de explotación maderable, en el Ejido Santo Tomás, municipio de Singuilucan, estado de Hidalgo, para caracterizar trayectorias sucesionales que puedan servir en el diseño de una estrategia de restauración ecológica.

2. ANTECEDENTES

2.1 Disturbios

Los disturbios y los procesos ecológicos siempre han existido en la naturaleza, su definición y sistematización fue hasta la década de 1980-1990 y la más conocida proviene del trabajo de Pickett y White (1985) los cuales: definen a un disturbio como cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico; estos pueden caracterizarse por su disposición, frecuencia, intervalo de retorno, periodo de rotación, predictibilidad, área o tamaño, intensidad, severidad y sinergia.

Los disturbios se clasifican en naturales y antropogénicos. Los naturales pueden ser deslaves o derrumbes de suelo, caída de árboles viejos, ciclones, huracanes, ataque de insectos, sequía, inundaciones, incendios, erupciones volcánicas, entre otros que forman parte del proceso sucesional. Los disturbios antropogénicos han estado presentes en ecosistemas naturales durante siglos, ejemplo de ellos son los desmontes agrícolas, la ganadería, explotación forestal, uso de fuego, minería, deforestación o contaminación atmosférica (Manson y Jardel, 2009).

Los disturbios de intensidad media aumentan la diversidad alfa y beta, creando parches con características diferentes inmersos en un paisaje. De esta manera se

crean parches de vegetación de diferentes edades y en distintas etapas de sucesión (Hobbs y Huenneke, 1992).

El disturbio es aparentemente necesario, pero una magnitud excesiva, una duración prolongada o una frecuencia continua; crea condiciones que pueden aprovechar especies exóticas para ingresar al sistema, desplazando la diversidad original, moldeando parcialmente la historia de las especies, afectando cualquier nivel de organización estudiado por la ecología (Hobbs y Huenneke, 1992).

2.2 Sucesión ecológica

Uno de los primeros en estudiar la sucesión ecológica fue Clements (1917), creía que: en una región climática determinada, el punto final de la sucesión constituía un clímax vegetal predictible, desde entonces el estudio de sucesión ecológica ha sido estudiado con diferentes enfoques, la importancia radica en los conocimientos que aporta cuando se quiere llevar a cabo una reforestación. Walker y Del Moral (2003) menciona que la aplicación práctica de conocer la sucesión ecológica es restaurar los hábitats dañados.

La sucesión ecológica es el cambio temporal y gradual en la estructura, fisonomía y composición de especies vegetales de una comunidad, así como las funciones del ecosistema a través del tiempo (Finegan, 1984), donde un grupo de organismos es sustituido por otro después de un disturbio (McCook, 1994).

Existen dos tipos de sucesión ecológica: primaria y secundaria. La primera se desarrolla a partir de la roca desnuda, donde no ha existido vegetación previa, es decir que se inicia con un biotopo nuevo, que no ha sido ocupado por otras comunidades (Molles, 2005).

La sucesión secundaria se desarrolla a partir de la destrucción total o parcial de la vegetación clímax, en áreas con suelos ricos o pobres de minerales que contienen una cantidad de semillas y propágulos vegetativos que permiten el desarrollo de una cubierta vegetal más rápida y está controlada por la propia comunidad y las interacciones bióticas (Jardel y Sánchez, 1989).

De acuerdo con Dajoz (2001), la sucesión secundaria muchas veces tiende hacia el disclímax, debido a modificaciones abióticas, esto ocurre en sitios previamente ocupados por otra comunidad por ejemplo en lugares donde ocurren incendios, en áreas de cultivo abandonadas o desmontadas, explotación maderable, entre otros (Whittaker, 1980).

Los estudios de sucesión ecológica son a través de parcelas permanentes y uso de cronosecuencias. Las parcelas permanentes consisten en establecer sitios permanentes de investigación en el que se documentan los cambios a través del monitoreo y dinámica de la vegetación; es decir, tener parcelas en las cuales se mantenga el registro periódico de cambios en composición y estructura a través del tiempo (Lebrija *et al.*, 2010).

La cronosecuencia puede definirse como un conjunto de sitios formados a partir de la misma matriz vegetal o sustrato en el que se diferencian en una escala temporal. En las cronosecuencias se asume que las comunidades muestreadas sólo difieren en la edad y que son representativas de las diferentes etapas de la sucesión (Foster y Tilman, 2000).

Los disturbios naturales y antropogénicos juegan un papel importante en la sucesión ecológica Jardel (1991), estudió la influencia de la dinámica sucesional de los bosques que han sufrido disturbios provocados por fuego y desmontes agrícolas, explica que claros pequeños menores de 1,000 m² dan lugar a un mosaico de grano fino, que favorece la regeneración de especies tolerantes a la sombra, claros grandes mayores de 1,000 m² favorecen a especies colonizadoras no tolerantes a la sombra. Por ejemplo; la regeneración de especies de pino intolerantes a la sombra, son favorecidas por disturbios antropogénicos, al igual que los incendios de copa favorecen las regeneraciones de pino.

2.3 Restauración ecológica

La restauración ecológica es el proceso de ayudar al establecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido. El objetivo de este proceso es emular la estructura, funcionamiento, diversidad y dinámica del ecosistema especificado (SER, 2004). La restauración se divide en restauración pasiva y activa; la primera consiste en retirar o eliminar los factores tensionantes o los

disturbios que causan la degradación del sistema, de tal forma que éste se regenera por sí solo. La segunda involucra acciones que ayudan o asisten al ecosistema para lograr su restauración (Van Andel y Aronson, 2006).

La restauración intenta dirigir el sistema a una ruta de estadios sucesionales con la finalidad de recuperar la composición de especies y las interrelaciones que tenía la comunidad original en un tiempo relativamente corto (Martínez, 1996).

En el trabajo de Alanís *et al.* (2008), se llevó a cabo una evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México, nueve años después del disturbio, una zona impactada por incendio forestal ocurrido en 1998, de la cual una parte fue restaurada y otra sin restaurar. Los resultados indican que entre las áreas existieron diferencias estadísticas (P<0.05), el ecosistema restaurado presentó menor riqueza y diversidad en comparación con el no restaurado.

En otro trabajo Alanís *et al.* (2013), evaluaron el efecto de los incendios en la estructura del sotobosque en un ecosistema templado por medio de una cronosecuencia de distintos estados sucesionales en un bosque de pino-encino en el norte del país. Seleccionaron tres áreas (incendio ocurrido en el año 2006, incendio ocurrido en el año 1998 y un bosque maduro como testigo) y las variables a medir fueron; la cobertura de copa y la riqueza específica. Los resultados indicaron que la diversidad fue significativa (P <0.05) en las primeras fases de la

sucesión en áreas que fueron afectadas por incendio y disminuyen con forme trascurre el tiempo de abandono.

También es reconocido que algunas prácticas de extracción maderable tienen efectos negativos en la vegetación, que pueden modificar la diversidad y composición del bosque. Por ejemplo: Luna (2014) evaluó los efectos de las prácticas silvícolas en un bosque de la comunidad de Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, analizando la riqueza, composición y diversidad vegetal en tres tratamientos silvícolas (árboles padres, cortas de selección y aclareo ligero) y un testigo. Los resultados demostraron que sin manejo forestal, la mayor diversidad de especies se presenta en los estratos arbustivo y herbáceo en las áreas bajo manejo forestal, pertenecientes a la familia Asteraceae, debido a que se tuvo mayor entrada de luz por la por la apertura de claros en el bosque.

2.4 Restauración ecológica después de un incendio

Entre los factores de disturbio que influyen en la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas terrestres, el fuego es uno de los más importantes y ubicuos en bosques de coníferas de montaña (Rowell y Moore, 1999).

El fuego ha formado parte del ambiente terrestre del planeta Tierra por millones de años de acuerdo a diversos estudios de paleoecología (Scott *et al.*, 2000). Siendo

un factor de selección natural que ha dado lugar a diferentes estrategias de adaptación de especies propensas al fuego (Pausas y Keeley, 2009).

Algunas especies resisten, toleran o evaden el fuego, las especies que se ven favorecidas abren espacios para su regeneración y/o eliminan competidores, patógenos y parásitos. Si los incendios llegan a ser frecuentes las especies resistirían el paso del fuego creando características adaptativas como cortezas gruesas aislantes, desarrollo de copas altas, autopoda como el caso de los pinos y encinos que sobreviven a incendios superficiales (Agee, 1993).

Es relevante indicar que después del paso de un incendio forestal se consideran dos fases; una a corto plazo a la cual se le denomina rehabilitación, después del siniestro y la segunda a largo plazo denominada restauración. La rehabilitación busca contrarrestar los efectos negativos inmediatos como la escorrentía superficial y erosión. La restauración busca recuperar la estructura y funcionabilidad de los ecosistemas (Dorner y Brown, 2000; Robichaud *et al.*, 2003; SER, 2004; Vega, 2007).

2.5 Restauración ecológica después de una explotación maderable

En México a partir del año 1950 se han implementado técnicas de manejo forestal, además, cuenta con una extensa superficie forestal (138 millones de hectáreas que representan el 70% del territorio nacional). Para el estado de Hidalgo se tiene

conocimiento de 34 años de veda forestal, hasta que en el año 1975 se realizó el primer inventario forestal, en el año 1979 se autorizaron los primeros Programas de Manejo Forestal (FAO, 2013).

Los disturbios que se generan en la extracción maderable pueden ser controlados siguiendo recomendaciones como: cambiar la época de explotación maderable, modificar la densidad y distribución de caminos, reducir el paso de maquinaria y utilizar los residuos de la cosecha como colchones (Craigg y Howes, 2007), ya que el mayor impacto que se genera en la extracción maderable es la compactación de suelo.

La abundancia de vegetación herbácea y arbustiva en áreas bajo extracción maderable se ve en aumento por el incremento en la disponibilidad de nutrimentos (Mostacedo y Fredericksen, 2000), debido a que se ven beneficiadas ciertas especies por el espacio, sin embargo puede llegar a reducir las tasas de sobrevivencia de hierbas y arbustos debido a la competencia intra e inter específica.

2.6 Problemas de la restauración ecológica

La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) ha restaurado 194,462 hectáreas en el año 2014, con 172,355,138 árboles plantados, mismos que alcanzaron una sobrevivencia del 69.90%. Las principales causas de muerte de las plantas son: a)

especies no apropiadas al sitio, b) fechas inapropiadas de plantación, c) plantas de mala calidad, d) competencia con vegetación, f) técnicas inadecuadas de plantación, g) pastoreo, h) sequía o heladas, i) incendio, j) cambio de uso de suelo, k) fauna nociva, l) inundación, entre otras (CONAFOR, 2014).

Los bueno deseos de mejorar el ambiente por medio de actividades de restauración ecológica son muchos, pero los resultados obtenidos permanecen en crítica negativa, debido a la falta de integración entre la teoría y la práctica. Parte de lo anterior se explica debido a que ambas actividades van a ritmos diferentes; por un lado la práctica se hace de forma mediática y con falta de criterios sustentables, lo cual repercute en el ambiente. Por otro lado, la teoría es un proceso que requiere más tiempo, porque involucra una faceta científica relativamente joven y la restauración de ambientes degradados requiere de aplicar conocimientos procedentes de varias disciplinas (Comín, 2002).

2.7 Explotación maderable e incendios en el Ejido Santo Tomás

La explotación maderable de los bosques de la comunidad del Ejido San Tomás, estado de Hidalgo, México se encuentran a cargo de la Corporación Agroforestal y Ambiental S. P. R. de R. I. desde el año 1980, en estos bosques se ha aplicado el método de desarrollo silvícola (MDS) con tratamiento de cortas de regeneración, cortas de liberación, corta de rescate, corta de aclareo y preaclareo, el turno

técnico es de 60 años, actualmente se encuentra en su tercer ciclo de corta, en su anualidad cuatro de diez.

El Ejido Santo Tomás tiene una superficie de 1,101 hectáreas de las cuales 1,054 son de producción, clasificadas en áreas abiertas a la regeneración natural, monte sin intervenir y área restaurada. Cada que se realiza explotación maderable los ejidatarios realizan reforestación debido a los compromisos adquiridos dentro de la autorización del Programa de Manejo Forestal 2014-2023.

El tercer ciclo de corta comenzó en el año 2014 y terminará en el año 2023 con un volumen total de madera a extraer de 48,624 m³, se intervendrán en este período 660 hectáreas, en el año 2017 se aprovecharon 64.962 hectáreas, con un volumen de madera de 4,566 m³, la madera es vendida al mercado local.

El incendio más severo que afectó el Ejido Santo Tomás ocurrió en año 1995 perturbando 70 hectáreas de arbolado adulto. Dicho siniestro provino del Sur, la oportuna llegada de los ejidatarios evito que este se extendiera por toda la superficie del ejido. Le siguen los incendios de los años 2003, 2010, 2011 y 2014, fueron incendios superficiales, el incendio del año 1995 y 2003 ya recibieron tratamientos silvícolas (corta de saneamiento), actualmente esas áreas se encuentran totalmente recuperadas; desde entonces los ejidatarios mantienen vigilancia, por lo que se prohíbe la entrada de personas ajenas al ejido, hacer fogatas y tirar basura.

Los trabajos realizados en tormo a la restauración ecológica de sitios sometidos a disturbios de incendio forestal y explotación maderable son pocos debido a que existe la separación entre la sucesión y la restauración ecológica, estas deben de ir de la mano al proponer estrategias de restauración; de esta manera se evidencia la falta de conocimientos florísticos y sucesionales ante propuestas de restauración ecológica.

El presente trabajo pone un énfasis en las trayectorias sucesionales en un bosque de Pino de clima templado frío, donde predomina la especie *Pinus montezumae*, que ha sido sometido a dos tipos de disturbio. El trabajo ayudará a conocer las especies que favorecen la restauración ecológica del ecosistema boscoso.

Para alcanzar la meta se han planteado las siguientes preguntas:

- ¿Cuáles son los patrones de sucesión ecológica cuándo son sometidos a dos tipos de disturbios?
- ii) ¿Cómo cambia la estructura (horizontal y vertical) y diversidad vegetal en un bosque de pino cuándo es sometido a dos tipos de disturbios?

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Analizar trayectorias sucesionales en un bosque de pino después de dos disturbios: incendio y explotación maderable, que servirán como base para el diseño de una estrategia de restauración ecológica en el Ejido Santo Tomás, municipio de Singuilucan, estado de Hidalgo.

3.2 Objetivos particulares

- Describir la estructura, riqueza, composición y diversidad vegetal en cada una de las etapas sucesionales en dos tipos de disturbios.
- Evaluar la estructura y recambio de especies vegetales en dos tipos de disturbio.
- A partir de los patrones sucesionales analizados, desarrollar estrategias de restauración ecológica para sitios de explotación maderable e incendio dentro del Ejido Santo Tomás.

4. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el Ejido Santo Tomás, cuenta con una superficie de 1,101 ha. Se ubica dentro del municipio de Singuilucan, estado de Hidalgo. Se localiza al sur-este del municipio de Singuilucan, colinda al sur-oeste con la localidad Francisco I. Madero, entre los paralelos 19° 52' 00" a 19° 53' 55" N, y entre los meridianos 98° 28' 09" a 98° 31' 28" O (Figura 1).

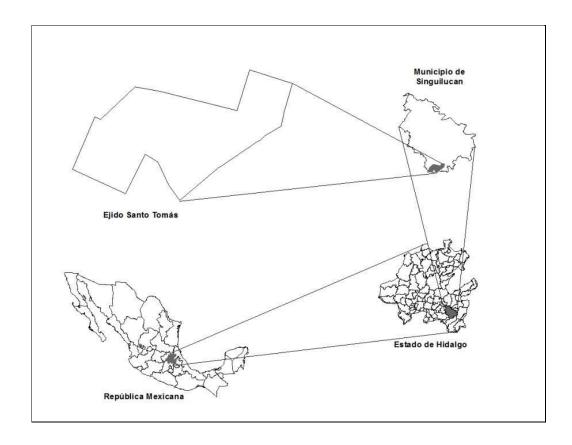


Figura 1. Localización del área de estudio, Ejido Santo Tomás, municipio de Singuilucan, estado de Hidalgo, México.

4.1 Caracterización del área de estudio

Clima

La clasificación climática de Köppen modificada por García-CONABIO (1998), el clima característico del área de estudio es C(w1), que corresponde a templado subhúmedo, con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C. Precipitación media anual de 752.3 mm.

Suelo

Los tipos de suelo que conforma el área de estudio son Luvisol crómico y Cambisol crómico, suelos con textura media y fase lítica de acuerdo a la siguiente clave edafológica Lc+Bc/2/L (INEGI, 2002).

Vegetación

De acuerdo con la cartografía INEGI (2005), la vegetación de la zona corresponde a bosque de pino-encino. La composición de este tipo de vegetación está dividida por tres estratos; el estrato superior formado por *Pinus montezumae, Pinus teocote* Schied ex Schltdl., *Pinus rudis* Endl. y *Pinus pseudostrobus* Lindl., alcanzando en promedio 25 m de altura y 45 cm de diámetro; el estrato medio formado por *Quercus mexicana, Quercus rugosa, Alnus arguta y Arbutus xalapensis*; y el estrato inferior corresponde a un sotobosque constituido principalmente por herbáceas y arbustivas en las que se encuentran *Baccharis conferta, Solidago velutina, Fragaria indica, Muhelenbergia macrorura y Senecio grandifolius* (Salinas *et al.*, 2001).

Hidrología

El Ejido se ubica en la Región Hidrológica 26 del Río Pánuco, en la Cuenca D del Río Moctezuma, Subcuencas T y U del Río Tezontepec y Laguna Tochac y Laguna de Tecocomulco, respectivamente (CONAGUA-Subdirección, 2007).

4.2 Características de las zonas de muestreo

Las zonas de estudio presentan vegetación dominante de bosque de Pinus, los disturbios evaluados fueron explotación maderable (EM) e incendio forestal (IF), en cada disturbio se identificaron seis zonas con distintos años de abandono (Cuadro 1 y Figura 2).

Cuadro 1. Tipo de disturbio y superficie afectada en el Ejido Santo Tomás. Solo se muestra la coordenada central de cada una de las zonas de estudio.

	Explotación maderable (EM)		Incendio forestal (IF)	
Años de abandono	Superficie afectada (ha)	Coordenada	Superficie afectada (ha)	Coordenada
3	4.887	X:555097 Y:2199298	5.594	X:554797 Y:2198498
6	13.228	X:554297 Y:2198398	29.987	X:553697 Y:2198398
7	12.747	X:552897 Y:2198498	11.055	X:551297 Y:2197798

La explotación maderable es una actividad que se hace como parte del seguimiento del programa de aprovechamiento maderable, autorizado por la Subdelegación de Gestión para la Protección Ambiental del estado de Hidalgo, bajo la normatividad que marca la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable.

Los incendios forestales fueron de tipo superficial, propagándose en pasto y vegetación herbácea de la superficie del suelo hasta 2 m promedio de altura.

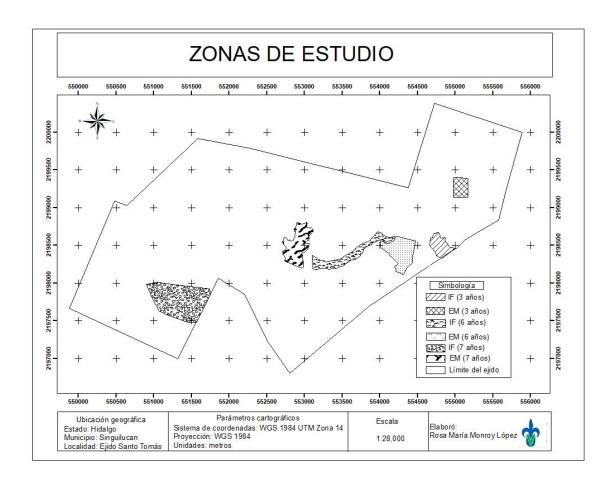


Figura 2. Ubicación de las zonas de estudio

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1 Selección de las zonas de muestreo

La aproximación metodológica para este trabajo fue mediante cronosecuencias sucesionales. En donde se distinguieron sitios de la misma matriz vegetal que se diferenciaron por años de abandono y tipos de disturbio. Se ubicaron las zonas bajo explotación maderable e incendio forestal, para verificar se acudió a la Corporación Agroforestal y Ambiental S.P.R. de R.I. despacho encargado de llevar la explotación maderable, además de hacer recorridos de campo y entrevistas con los ejidatarios del Ejido Santo Tomás.

Las evaluaciones se llevaron a cabo en el año 2017 en seis zonas (tres de explotación maderable (EM) y tres de incendio forestal (IF), las zonas fueron identificadas por el año de abandono (3, 6 y 7 años respectivamente), en cada zona se muestrearon seis cuadros, teniendo un total de 18 cuadros para cada disturbio, estos presentaron la misma topografía, edafología, régimen de disturbio y matriz de vegetación circundante.

5.2 Análisis de la vegetación

En el muestreo para el estrato arbóreo (> 7 cm de DAP) se utilizaron cuadros de $2,500 \text{ m}^2$ (50 x 50 m), para muestrear árboles o arbustos (< 7 cm de DAP) se utilizaron cuadros de 625 m^2 (25 x 25 m) para muestrear hierbas y arbustos

menores de 2 m de altura de 4 m² (cuatro cuadros de 1x1 m) (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Los cuadros se localizaron de manera sistemática para cada disturbio a una distancia entre cuadros de 50 m (Figura 3). La toma de datos para el estrato arbustivo comenzó en el cuadrante norte en sentido de las manecillas del reloj.

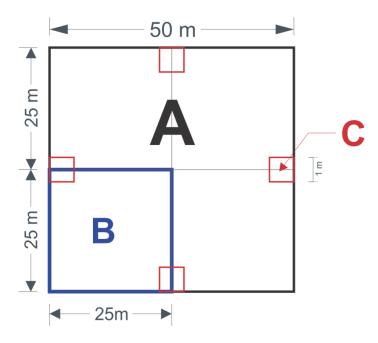


Figura 3. Diseño de cuadro que se utilizó (A: muestreo de árboles, B: muestreo de árboles y arbustos, C: muestreo de arbustos o hierbas).

Se generó un listado florístico de todas las especies encontradas, que contiene, familia, género, especie y forma de vida. La identificación taxonómica se realizó por medio de consultas de claves taxonómicas, listados de trabajos realizados en la zona de estudio, fuentes en internet y visita a herbarios.

Las variables medidas fueron:

Diámetro a la altura del pecho o normal: consistió en medir el diámetro a la altura del pecho (1.30m por encima del suelo, Romahn, 1994). Para la medición de esta variable se utilizó una forcípula forestal y solo se tomó la lectura para aquellos individuos que tuvieron un diámetro 7 cm a la altura de 1.30 cm.

Diámetro de base: consistió en medir el diámetro al ras del suelo, se midió para aquellos individuos que tenían un diámetro a la altura de pecho menor de 7 cm.

Altura total: consistió en medir la altura desde el suelo hasta el ápice de la copa. Para su medición se utilizó un clinómetro (se eligió la escala en el clinómetro (1:20), nos ubicamos a una distancia de 20 m del tronco, lanzamos una visual al ápice del árbol, una vez estabilizado el péndulo se realizó la lectura hápice que marca la intersección de la línea horizontal con la escala correspondiente a la distancia horizontal a la que se haya establecido, el proceso se repitió para visualizar la base del árbol para obtener h_{base}, tomando en cuenta los signos de las visuales se aplicó la fórmula h=(±hápice)-(± h_{base})x20. Para los arbustos se utilizó un flexómentro con aproximación a 5 m (Romahn, 1994).

Densidad: se contabilizaron todos los individuos en los tres estratos (Fredericksen y Mostacedo, 2000), para cada cuadro.

Cobertura: se midió la sombra que produce cada árbol, arbusto o hierba que protege la superficie del suelo del impacto de la lluvia (Graf, 2000), para ello se utilizó un flexómetro con aproximación a 5 m.

Cobertura del sitio: se midió con un densitómetro forestal, el aparato se colocó en los cuatro puntos cardinales, para conocer qué porcentaje de cobertura tiene cada sitio de estudio.

5.3 Análisis de datos

5.3.1 Esfuerzo de muestreo

Una vez obtenidos los datos del levantamiento florístico, se realizó una preevaluación del esfuerzo de muestreo para los dos disturbios. Se realizaron las curvas de acumulación de especies mediante el programa EstimateS versión 9.1 (Colwell, 2013), con una previa aleatorización de los datos 10,000 veces.

Se utilizó el estimador no paramétrico Chao 1 (Chao *et al.*, 2009), debido a que toma en cuenta las especies en relación a su abundancia y considera el número de especies representadas por un individuo (singletons) y el número de especies representadas por dos individuos en las muestras (doubletons) (Villarreal *et al.*, 2006). Consecutivamente se realizó el ajuste de los datos con el modelo de Clench (E(s) = ax /1+bx) mediante el procedimiento de regresión no lineal, mediante el programa Statistica versión 8.0 (StatSoft, 2007). Este modelo asume la probabilidad de encontrar una nueva especie, aumentando (hasta un máximo) conforme se muestrea más tiempo en campo (Soberón y Llorente, 1993), igualmente se evaluó el déficit de especies.

5.3.2 Análisis de diversidad alfa (α)

El análisis de diversidad alfa se realizó para cada tipo de disturbio, año de abandono y estrato, para ello se calculó el índice de Shannon (H'), este se basa en la abundancia proporcional de las especies y su relación con la riqueza de especies. El análisis se realizó a través del programa Species Diversity and Richness III versión 3.02 (Pisces, 2002).

El índice H´ expresa la uniformidad de ciertos valores a través de todas las especies de una muestra, mide el grado promedio de incertidumbre de predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Baev y Penev, 1995). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Además adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

5.3.3 Estructura vegetal

La estructura vegetal fue analizada con el Índice de Valor de Importancia (IVI), fue desarrollado por Curtis y McIntosh (1951). Es un índice sintético estructural, desarrollado para jerarquizar la dominancia de cada especie en rodales mezclados y se calculó mediante la suma del área basal relativa más densidad relativa más frecuencia relativa, para el estrato arbóreo. Para el estrato arbustivo y herbáceo se

calculó sumando la cobertura relativa más densidad relativa más frecuencia relativa, en ambos casos el valor acumulado de todas las especies será de 300.

5.3.4 Contraste en la composición de especies

Se realizó un análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (NMDS), es una técnica multivariada de interdependencia que pretende mostrar cualquier estructura subyacente a una matriz de datos, y trata de representar de forma que sea mucho más accesible al ojo humano, especialmente en forma de figura geométrica. El NMDS es un método de ordenación adecuado para datos que no son normales o que están en una escala discontinua o arbitraria, para este análisis se utilizó el programa PAST versión 3.14 (Hammer *et al.*, 2001), las agrupaciones se realizaron por tipo de disturbio y año de abandono.

Para determinar si existe diferencia significativamente en la composición y abundancia entre los disturbios, estratos y años se aplicó una prueba de similitud (ANOSIN). El procedimiento utiliza la diferencia entre los valores medios clasificados de Bray-Curtis medidas por la disimilitud en la abundancia y tipos de organismos entre repeticiones entre las muestras y dentro de las muestras, para dar una prueba estadística (Gray *et al.*, 1988).

Si el valor de R=0 representará a la hipótesis nula, la cual considera que no hay diferencias entre grupos (Clarke, 1993). Cuando se presentan valores de R>0, podemos decir que los grupos difieren en la composición de la comunidad.

Para determinar cuáles son las especies que contribuyen a la disimilitud, se realizó la prueba SIMPER (porcentaje de similitud) realizada para identificar la contribución de especies, con el índice de Bray-Curtis, con ello se elegirán las especies que en términos de presencia y abundancia hacen significativamente el contraste entre años de abandono y disturbio, que dan la pauta cuantitativa para su elección, la cual será afinada por las características funcionales de cada especie.

5.4 Propuesta de restauración

La propuesta de restauración ecológica se realizó en base al análisis de vegetación y recambio de especies en función a las edades y disturbio, las especies seleccionadas explican la diferencia estructural, en términos de abundancia. Les permitirá sobrevivir a condiciones adversas y aceleraran los procesos de sucesión ecológica.

6. RESULTADOS

6.1 Esfuerzo de muestreo de vegetación de las zonas afectadas

En general, el muestreo mostró un bajo déficit de especies. Para las zonas afectadas por explotación maderable (EM) fue del 0% y 0.46% para zonas afectadas por incendio forestal (IF). En ambas zonas afectadas se observa la aproximación de las curvas de acumulación a la asíntota, con una representatividad superior al 99% con el estimador Chao 1 (Figura 4 y 5).

Al verificar la completitud mediante el modelo paramétrico de Clench, este predice un máximo de 40 especies (cuatro especies más de las 36 especies registradas) en las zonas de EM; sin embargo, para alcanzar este número se tendría que aumentar 190 unidades de muestreo. Esta tendencia es similar para las zonas de IF en donde para encontrar cuatro más, de las 43 registradas la intensidad de muestreo implicaría realizar 193 cuadrantes más.

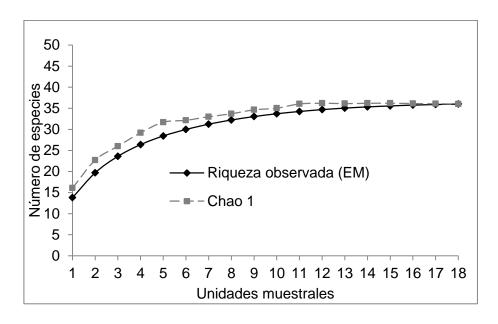


Figura 4. Curva de acumulación de especies cuantificadas en cuadros de 50X50 m en 18 cuadros en EM, así como el estimador Chao 1.

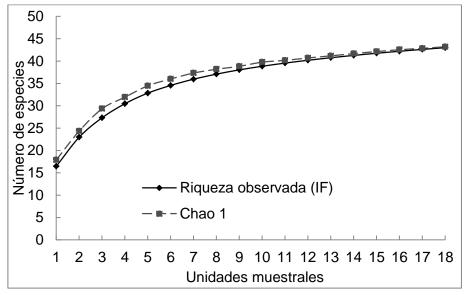


Figura 5. Curva de acumulación de especies cuantificadas en cuadros de 50X50 m en 18 cuadros en IF, así como el estimador Chao 1.

6.2 Caracterización florística de las zonas afectadas

En el área de estudio se registraron 9,202 individuos agrupados en 24 familias, 35 géneros y 43 especies. La zona de EM tiene menor riqueza de especies (36 especies, 28 géneros y 18 familias) en contraste a las zonas de IF (43 especies, 35 géneros y 24 familias).

Las familias más representativas para ambas zonas fueron Asteraceae (12 spp.) y Geraniaceae (3 spp.); mientras que Fagaceae, Pinaceae, Poaceae, Rosaceae, Scrophulariaceae registraron dos especies cada una. Los géneros más representativos fueron *Geranium y Senecio* con tres especies para cada zona, mientras que *Buddleia, Eupatorium, Pinus y Quercus* registraron dos especies en ambas zonas (Anexo 1).

En la EM las especies más abundantes fueron *Pinus montezumae* (1512 individuos) y *Baccharis conferta* (600 individuos). Para el IF fue *Baccharis conferta* (815 individuos) y *Pinus montezumae* (720 individuos), son dominantes en el estrato arbustivo de este bosque.

En ambas zonas la mayor riqueza de especies se observó en el estrato herbáceo. A medida que pasa el tiempo de abandono el número de individuos y especies disminuye, como parte de la sucesión natural. En el IF entre menos tiempo de abandono la presencia de especies arbóreas es mayor (8 spp.) y disminuye con el paso de los años (5 spp.), contrario en la EM entre más tiempo de abandono más presencia de especies arbóreas (7 spp.). En los seis años de abandono en ambas

zonas se observa un repunte de arbustos de hasta el 24 % y 22 % esto como parte de la transición vegetal (Figura 6 y 7).

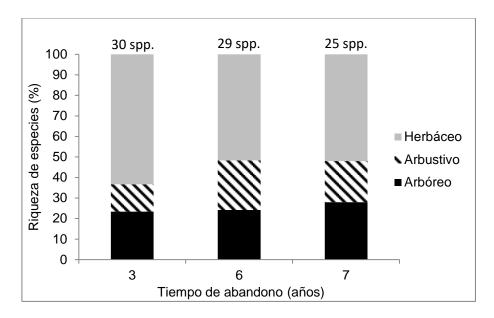


Figura 6. Cambios de la riqueza de especies en función de estratos y tiempo de abandono en EM.

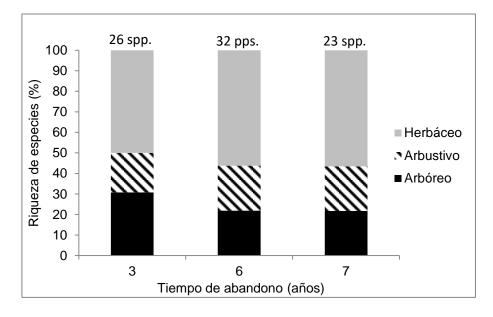


Figura 7. Cambios de la riqueza de especies en función de estratos y tiempo de abandono en IF.

6.3 Diversidad alfa (α)

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H´), indica que, el estrato con mayor diversidad es el herbáceo, seguido del arbóreo y finalmente arbustivo, siendo consistente a lo largo del gradiente sucesional. En medida que avanza el tiempo de abandono la presencia de individuos y especies es menor. El año seis de abandono presenta la mayor diversidad en ambas zonas. El estrato arbustivo es el estrato más afectado por la EM en sus primeras etapas (Figura 8 y 9).

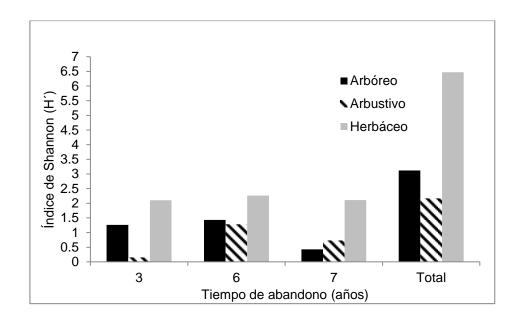


Figura 8. Índice de Shannon-Wiener por estrato y año de afectación para la EM.

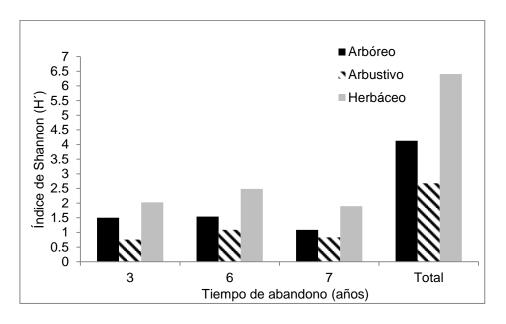


Figura 9. Índice de Shannon-Wiener por estrato y año de afectación para el IF.

Al contrastar estadísticamente los índices de diversidad se encontró que existen diferencias significativas entre ambas zonas para árboles y arbustos. El IF presentó los valores más altos de diversidad alfa (H') para los tres estratos. Al contrastar el estrato herbáceo este no presentó diferencia significativa (Cuadro 2).

Cuadro 2. Contraste del índice de diversidad alfa por estrato y tipo de disturbio. Letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas (p<0.005).

Disturbio _	Diversidad alfa (H´)					
	Árbol	Arbusto	Hierba			
EM	1.213 ^a	1.069 ^a	2.489 ^a			
IF	1.747 ^b	1.253 ^b	2.579 ^a			

6.4 Análisis del índice de valor de importancia (IVI)

La especie más dominante en el estrato herbáceo fue *Muhlenbergia macroura* en la EM y *Stipa clandestina* para el IF, ambas especies pertenecen a la familia Asteraceae. La presencia de otras especies fue mayor en el IF, pero tienen frecuencia y cobertura relativa baja, en la EM hay menos especies con mayor frecuencia y cobertura relativa. En la EM conforme avanza los años de abandono las hierbas disminuyen. En el IF las especies que se van perdiendo conforme avanza el tiempo de abandono son *Penstemon gentianoides y Cirsium ehrenbergii* (solo están presentes en el tercer año de abandono), pero van apareciendo otras como parte de la sucesión natural como *Lithospermum distichum* (Cuadro 3).

Las especies *Baccharis conferta, Senecio salignus* y *Eupatorium ligustrinum*, fueron las más dominantes del estrato arbustivo. *B. conferta* es la especie que mejor densidad y frecuencia relativa presentó en los tres años de abandono en la EM, con el valor más alto de IVI (249). *S. salignus* presentó la mejor cobertura a los siete años de abandono en la EM. En contraste el IF *E. ligustrinum* presenta mejor cobertura, densidad y frecuencia relativa a los siete años de abandono con el valor de IVI (175).

El número de arbustos en el IF fue mayor, por la presencia de *Symphoricarpos* microphyllus y Ceanothus coeruleus, estas especies se pierden en la última etapa

de abandono (7 años). En ambas zonas los arbustos van disminuyendo con el paso del tiempo (Cuadro 3).

La especie *P. montezumae* fue la más importante en términos de área basal, densidad y frecuencia relativa, siendo la especie con más contribución de IVI, para la EM fue del 63 % y 53% en el IF, en las etapas de abandono más viejas (7 años), por el aumento de área basal. En el año sexto las especies tienen una mejor distribución en ambas zonas (*Arbutus xalapensis, Alnus acuminata, Buddleia cordata* y Encino). *Juniperus deppeana* es una especie que aparece en el año séptimo de abandono en la EM y *Prunus serótina* solo se presenta en el año sexto de abandono en el IF (Cuadro 3).

En la EM solo dos especies no están presentes en el séptimo año de abandono (*Quercus crassipes y Quercus mexicana*); mientas que en IF cuatro especies se pierden (*Q.crassipes, Buddleia cordata, Pinus rudis* y *Prunus serótina*), esto como parte de la sucesión natural (Cuadro 3).

El número de individuos disminuye conforme avanza el tiempo de abandono en el IF. En la EM los individuos arbóreos se vieron más afectados en las primeras etapas, esto repercute en el área basal (Figura 10).

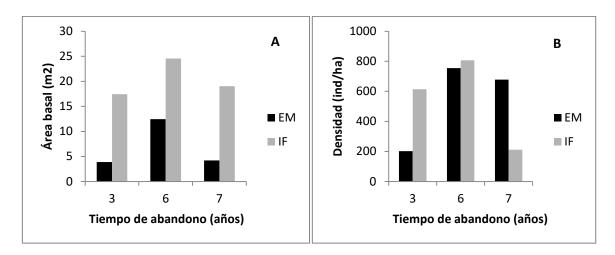


Figura 10. Área basal y densidad de individuos en relación al tiempo de abandono, para el estrato arbóreo. A: área basal y B: densidad de individuos.

Cuadro 3. Resumen del índice de valor de importancia (IVI) por estrato y zonas afectadas

	Extracción maderable					Incendio forestal												
Especie		Hierba		Arbusto		Árbol		Hierba		а	Arbusto		Árbol					
	3	6	7	3	6	7	3	6	7	3	6	7	3	6	7	3	6	7
Muhlenbergia macroura	112	80	72							32	41	65						
Stipa clandestina	52	51	52							40	93	50						
Arenaria lycopodioides	13	21	44							9	-	11						
Gnaphalium oxyphyllum	16	37	12							20	-	5						
Geranium seemannii	5	19	32							19	14	16						
Achillea millefolium	13	-	31							21	5	•						
Senecio sinuatus	30	-	9							-	52	-						
Geranium schiedeanum	3	27	-							3	-	-						
Otras especies	56	66	48							156	96	153						
Baccharis conferta				249	52	120							148	67	82			
Senecio salignus				20	74	158							27	8	6			
Eupatorium ligustrinum				21	118	-							113	39	175			
Lamourouxia dasyantha				-	25	7							-	-	29			
Buddleia parviflora				-	17	7							-	48	9			
Ribes affine				-	6	8							6	13	•			
Senecio angulifolius				10	7	-							1	121	•			
Symphoricarpos microphyllus				-	-	-							-	5	-			
Ceanothus coeruleus				-	-	-							7		-			
Pinus montezumae							146	122	189							128	77	169
Arbutus xalapensis							69	48	40							34	66	41
Quercus crassipes							9	53	-							13	48	-
Quercus mexicana							28	34	-							32	22	38
Alnus acuminata							-	30	21							20	62	40
Buddleia cordata							24	3	16							9	16	-
Pinus rudis							5	10	19							59	-	-
Prunus serotina							20	-	5							-	9	-
Juniperus deppeana							-	-	9							6	-	13

6.5 Análisis de estructura

En el análisis de escalonamiento no paramétrico (NMDS) se observó la agrupación por cada tipo y año de abandono. El IF muestra mayor dispersión en comparación de la EM que mantiene una dispersión más compacta, se traslapan los años más avanzados, ya que comparten especies. La recuperación en el IF es más lenta en comparación con la EM, acercándose más a etapas sucesionales más avanzadas en la EM (Figura 11 y 12). Ambos zonas tienen diferentes configuraciones en función a su recuperación.

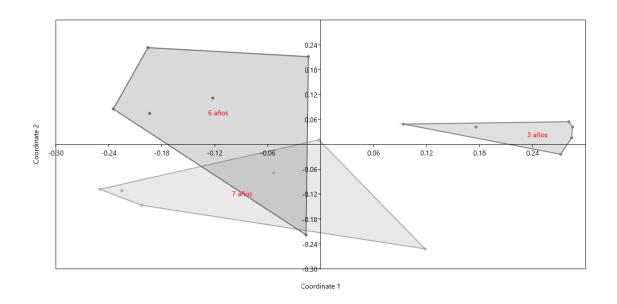


Figura 11. Análisis multidimensional no métrico (NMDS), mediante índice de Bray-Curtis para las unidades de muestreo comparando los años de abandono en la EM.

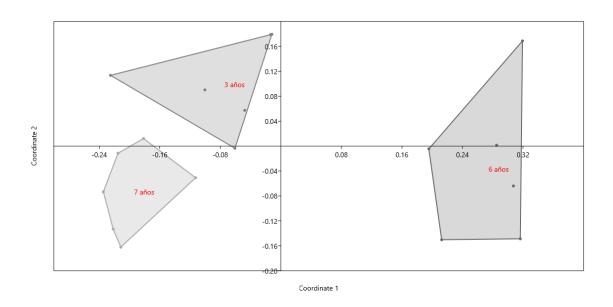


Figura 12. Análisis multidimensional no métrico (NMDS), mediante índice de Bray-Curtis para las unidades de muestreo comparando los años de abandono en el IF.

La prueba de similitud (ANOSIM) mostro un contraste en la composición de especies entre zonas (R global=0.1836, P<0.0013).

La mayor contribución de disimilitud en la EM se rigió por el estrato arbóreo y arbustivo, contrario al IF que fue el estrato arbustivo. La especie que contribuyó a la disimilitud en función del tiempo de abandono fue *P. montezumae* y *B. conferta* en la primera etapa de abandono en la EM, en contraste el IF la mayor contribución la realizaron los arbustos. El *P. montezumae* explica la diferencia estructural en términos de abundancia en la EM, mientras que en el IF la diferencia estructural la rigen tres arbustos de diferente especie (Cuadro 4 y 5).

En la EM la especie *B. conferta* representó la mayor proporción de disimilitud con el 46% con el resto de las especies, seguido de *S. salignus* y *A. acuminata* es la que menor disimilitud tiene con 1.5% a los tres años de abandono. Las especies *E. ligustrinum* y *Q. crassipes* no están presentes en la primera etapa (3 años). Para el año sexto ya están presentes las especies que estaban ausentes en la primera etapa, mismas que deberán de reforzarse en la restauración para acelerar los procesos sucesionales. En el año séptimo la mayor proporción es de *P. montezumae* y *S. salignus*, la sucesión está regida por arboles seguido de arbustos (Cuadro 4).

En el IF el estrato arbustivo presenta los valores más altos de disimilitud (30%), seguido del arbóreo. Aunque la presencia de *P. montezumae* está presente en los tres años de abandono se deberá aumentar el número de individuos en cada zona. Las especies *S. angulifolius y Q. crassipes* no están presentes en el año tres, mismas que se tomarán en cuenta en la restauración. Las tres primeras especies de mayor disimilitud en el año séptimo están presentes en el año seis, pero en pocos niveles de individuos tal es el caso de *S. salignus* y *B. conferta* (Cuadro 5).

Cuadro 4. Matriz que resume la disimilitud de las 10 primeras especies y estratos en la EM.

Especie	Disimilitud (promedio)	Contribución %	Acumulativo %	Estrato	Tiempo de abandono (años)
Baccharis conferta	41.34	41.34	41.34	Arbustivo	
Arbutus xalapensis	16.84	16.84	58.18	Arbóreo	
Pinus montezumae	11.98	11.98	70.16	Arbóreo	
Muhlenbergia macroura	6.487	6.487	76.64	Herbáceo	
Stipa clandestina	4.568	4.568	81.21	Herbáceo	3
Senecio sinuatus	4.031	4.031	85.24	Herbáceo	3
Quercus mexicana	2.077	2.077	87.32	Arbóreo	
Buddleia cordata	1.888	1.888	89.21	Arbóreo	
Arenaria lycopodioides	1.526	1.526	90.73	Herbáceo	
Prunus serotina	1.326	1.326	92.06	Arbóreo	
Pinus montezumae	25.45	25.45	25.45	Arbóreo	
Eupatorium ligustrinum	10.77	10.77	36.22	Arbustivo	
Arbutus xalapensis	9.98	9.98	46.20	Arbóreo	
Quercus crassipes	7.50	7.50	53.69	Arbóreo	
Quercus mexicana	5.91	5.91	59.60	Arbóreo	6
Geranium schiedeanum	5.23	5.23	64.83	Herbáceo	0
Gnaphalium oxyphyllum	4.55	4.55	69.38	Herbáceo	
Senecio salignus	3.94	3.94	73.33	Arbustivo	
Baccharis conferta	3.39	3.39	76.71	Arbustivo	
Alnus acuminata	3.37	3.37	80.08	Arbóreo	
Pinus montezumae	44.08	44.08	44.08	Arbóreo	
Senecio salignus	18.47	18.47	62.55	Arbustivo	
Baccharis conferta	13.64	13.64	76.20	Arbustivo	
Arenaria lycopodioides	4.06	4.06	80.25	Herbáceo	
Geranium seemannii	2.94	2.94	83.20	Herbáceo	7
Arbutus xalapensis	2.80	2.80	86.00	Arbóreo	1
Stipa clandestina	2.51	2.51	88.51	Herbáceo	
Muhlenbergia macroura	2.366	2.366	90.88	Herbáceo	
Achillea millefolium	1.746	1.746	92.62	Herbáceo	
Alnus acuminata	1.463	1.463	94.09	Arbóreo	

Cuadro 5. Matriz que resume la disimilitud de las 10 primeras especies y estratos en la IF.

Especie	Disimilitud (promedio)	Contribución %	Acumulativo %	Estrato	Tiempo de abandono (años)
Baccharis conferta	25.61	25.61	25.61	Arbustivo	
Pinus montezumae	19.14	19.14	44.75	Arbóreo	
Eupatorium ligustrinum	11.47	11.47	56.22	Arbustivo	
Pinus rudis	10.9	10.9	67.12	Arbóreo	
Arbutus xalapensis	7.221	7.221	74.34	Arbóreo	3
Quercus mexicana	5.685	5.685	80.03	Arbóreo	3
Stipa clandestina	4.374	4.374	84.4	Herbáceo	
Arenaria lycopodioides	2.975	2.975	87.38	Herbáceo	
Muhlenbergia macroura	2.692	2.692	90.07	Herbáceo	
Alnus acuminata	2.281	2.281	92.35	Arbóreo	
Senecio angulifolius	18.12	18.12	18.12	Arbustivo	
Arbutus xalapensis	17.05	17.05	35.16	Arbóreo	
Alnus acuminata	13.47	13.47	48.64	Arbóreo	
Baccharis conferta	10.37	10.37	59.01	Arbustivo	
Quercus crassipes	9.887	9.887	68.89	Arbóreo	6
Acaena elongata	4.248	4.248	73.14	Herbáceo	U
Pinus montezumae	4.039	4.039	77.18	Arbóreo	
Eupatorium ligustrinum	3.251	3.251	80.43	Arbustivo	
Quercus mexicana	2.978	2.978	83.41	Arbóreo	
Stipa clandestina	1.981	1.981	85.39	Herbáceo	
Eupatorium ligustrinum	30.33	30.33	30.33	Arbustivo	
Pinus montezumae	20.92	20.92	51.26	Arbóreo	
Baccharis conferta	14.85	14.85	66.10	Arbustivo	
Arbutus xalapensis	5.61	5.61	71.72	Arbóreo	
Viola painteri	5.53	5.53	77.25	Herbáceo	7
Stipa clandestina	4.41	4.41	81.66	Herbáceo	,
Senecio sinuatus	3.67	3.67	85.33	Herbáceo	
Quercus mexicana	3.458	3.458	88.79	Arbóreo	
Alnus acuminata	3.068	3.068	91.85	Arbóreo	
Lamourouxia dasyantha	2.362	2.362	94.22	Herbáceo	

7. DISCUSIÓN

7.1 Caracterización florística

En función de los resultados planteados se reportaron cambios en la estructura vegetal, por cada tipo de disturbio y etapa sucesional, acompañados de modificaciones en la composición, riqueza y diversidad de especies.

En contexto general en ambos sistemas estudiados (EM y IF), las familias dominantes (número de individuos) fueron Asteraceae y Pinaceae debido a que la familia Asteraceae presenta estrategias adaptativas a condiciones ambientales extremas (adaptación a frío, sequía, vientos intensos, intensa radiación solar y altas temperaturas) (Del Vitto y Petenatti, 2009) y tienen capacidades de emitir rebrote. La familia Pinaceae tiene corteza gruesa que aíslo al cambium vascular de las temperaturas extremas provocadas por el fuego (Rodríguez, 2014).

Varios autores reportan resultados similares tal es el caso de Zacarías y Del Castillo (2010), Castellanos *et al.* (2008), que las familias más representativas después de hacer explotación maderable fueron Fagaceae, Asteraceae y Fabaceae. Los resultados nos indican que la riqueza de especies presentes en cada zona, cambio en función de los tipos de disturbio; sin embargo, las familias Pinaceae, Asteráceae y Fagaceae, están presentes en los tres años analizados. No obstante la riqueza de especies disminuyo con el paso del tiempo debió a la eliminación de especies pioneras, las cuales fueron suprimidas por las de rápido

crecimiento o que poseían la habilidad de rebrote (Miller, 2000), tal es el caso de *A. xalapensis, A. acuminata,* Encino y otras. A medida que se incrementó la edad de los árboles, la entrada de luz al interior del sotobosque fue menor por el cierre del dosel, lo que impidió el desarrollo de individuos (Caroi *et al.*, 2004).

En general la composición florística de los ecosistemas templado frío del estado de Hidalgo varían según la región, pueden estar compuestos exclusivamente de árboles del género Pinus o bien compartir hábitats con especies de otros géneros como Quercus, Alnus y Arbutus (Del Castillo *et al.*, 2004), característica principal del bosque natural de la zona.

De las 43 spp. muestreadas el IF presentó las 43 spp., en comparación la EM presentó siete menos que el IF, la diferencia radica en que las especies herbáceas se vieron favorecidas por el paso del incendio forestal de baja intensidad y superficial ya que se removió y eliminó la hojarasca, exponiendo el suelo minera, lo que favoreció el desarrollo de plántulas. En el caso de la EM el humus llegó a ser una barrera entre la semilla y el suelo mineral, para la regeneración natural he de ahí la importancia de remover la hojarasca (Vega, 2003).

La recuperación de especies en ambas zonas se debió a la intensidad, extensión y frecuencia del disturbio, mismo que modificaron el tamaño de la apertura del dosel y factores ambientales como la precipitación, radiación solar y temperatura (Musálem y Fierros, 1996).

A pesar que este tipo de trabajos puede ser un referente de diversidad de la zona, el estimador ocupado, predijo un déficit bajo en el registro de la riqueza vegetal. No obstante la presencia de especies cuya frecuencia fue baja en los muestreos, explica la abundancia de especies en el muestreo, la alta representatividad y acercamiento a la asíntota, esto se apreció en los valores del estimador Chao 1. Debido a que este estudio no tuvo un enfoque de inventario florístico deben de continuarse los esfuerzos de inventarios en la zona tomando en cuenta las demás asociaciones vegetales y disturbios en el ejido considerando todas las formas de vida.

7.2 Estructura y patrones sucesionales

En este estudio se mostraron los patrones típicos de sucesión secundaria en zonas de vegetación de Pinus. En los primeros años de abandono se aumentó la diversidad/riqueza pero a medida que paso el tiempo la competencia por los recursos disponibles fue mayor. Los árboles tardíos aumentaron su tamaño tapando los huecos y los recursos se dividieron en individuos que llegaran a adultos (Christensen y Peet, 2014); sin embargo, se analizan estas trayectorias en diferentes tipos de disturbios, se encuentran diferencias en el re-ensamblaje de especies, las cuales normalmente no son tomadas en cuenta en proyectos de restauración.

En general los resultados indican que la selección de categorías sucesionales son pequeñas cronosecuencias, ya que los patrones estructurales están conformados por edades de abandono cortas (3, 6 y 7 años respectivamente). Los cambios más fuertes ocurridos durante la sucesión vegetal fueron asociados a la densidad de árboles, área basal e incremento de biomasa en la explotación maderable e incendio forestal, esto se debe a que la exposición del suelo mineral favorece la germinación y los arbustos proporcionaron una cubierta protectora que facilita la regeneración (Harold *et al.*, 2008).

El en el caso del incendio forestal la sucesión ecológica se vio favorecida por la presencia de especies tolerantes al fuego de baja intensidad como *P. montezumae* y especies que tienen la capacidad de emitir rebrotar, tal es el caso de Encinos, Alnus y Madroño, que son capaces de propagarse en áreas abiertas con mucha luz, a partir de yemas de copa, tronco y cuello de la raíz (Howley y Smith, 1982), tienen sistema de raíces profundas que fueron capaces de hacer frente ante la limitación de los recursos hídricos.

El cambio gradual sucesional entre extremos (años de abandono), fue por la presencia de especies arbóreas, debido a que el sistema radicular se ve estimulado por el incendio, lo que le confirió una ventaja competitiva en la recolonización de zonas incendiadas. A diferencia de la explotación maderable la presencia de especies arbóreas fue de menos a más. Por lo que la trayectoria sucesional es diferente en función a cada disturbio (Zavala, 2000; Alanís *et al.*, 2008).

En términos de área basal está aumentó conforme avanzó la etapa sucesional, por el crecimiento de anillos, estos pueden ser hasta 32% más anchos después de un año tras el paso del fuego, cuando el fuego cubre sólo el tercio inferior del arbolado joven (Gonzáles y Rodríguez, 2004). La presencia y dominancia de Pinus en la zona previo a los disturbios favoreció el área basal, pero impide el desarrollo de otras especies por el cierre de copas, se deberá realizar aclareos, con el fin de disminuir la competencia y mortalidad.

Otro parámetro cuyo incremento fue positivo en la cronosecuencia fue la cobertura de *B. conferta, E. ligustrinum, Senecio spp., Penstemon gentianoides y Lupinus montanus,* la cual generó el efecto de especie nodriza, facilitando la regeneración de Pinus, se les considera especies indicadoras de áreas perturbadas por incendios forestales (Rzedowski, 1978; Rodríguez y Sierra, 1992; García, 2004; Espinoza *et al.*, 2008; Martínez y Rodríguez, 2008). Las especies *M. macroura y S. clandestina*, resultaron favorecidas por la presencia de disturbios y llegaron a ser un elemento abundante en las primeras etapas sucesionales (Redonda y Villaseñor, 2011).

Los cambios en la estructura vienen acompañados de modificaciones en la composición, riqueza y diversidad de especies conforme avanza cada etapa sucesional. Esto se muestra en la diversidad de la explotación maderable donde se vio afectada por actividades silvícolas y la estrategia de manejo que se práctica en el Ejido. En general se dejan los individuos con las mejores características fenotípicas, generando árboles de mayor altura y copas que impidieron el paso a los rayos lumínicos para la regeneración (Alanís *et al.*, 2010). Otra actividad que

afectó la diversidad fue la pérdida del banco de semillas y pérdida de suelo por el arrastre de madera.

El incremento y la presencia de Pinus desempeñó un papel importante en la composición de la vegetación (Christensen y Peet, 2014). Lo que coincide con Galindo *et al* (2003); vegetación de altura presenta alta heterogeneidad, lo cual redunda en que pocas especies sean dominantes.

En resumen la sucesión vegetal comenzó con especies facilitadoras, resistentes al fuego, de requerimiento de luz y de fácil regeneración, que promueven la regeneración de especies leñosas de las cuales deben su éxito de regeneración a sus adaptaciones a disturbios (Martínez, 2014), como fue el caso de *P. montezumae, A. xalapensis, B. conferta, E. ligustrinum y M. macroura y S. clandestina*, lo que sugiere que son especies claves en el proceso sucesional, por su contribución entre años y amento gradual de abundancia.

7.3 Estrategia de restauración ecológica

Los cambios tras la trasformación de un sitio, están dados por secuencias básicas cuyo entrenamiento permite predecir el desarrollo de la sucesión y por consiguiente dan las pautas para saber hacia dónde dirigir la restauración ecológica.

En general las propuestas de restauración de corte gubernamental se basan en insertar especies típicas de la vegetación original (en el mejor de los casos) independientemente de los tipos de disturbio que ocasionaron la alteración de los ecosistemas. En este sentido el efecto del disturbio es diferencial y conocerlo es base para el diseño de las estrategias de restauración, para cada sitio en específico.

Bajo la anterior premisa, la ruta crítica para la propuesta de restauración con enfoque sucesional, basada en la distinción de dos tipos de disturbios y años de abandono. Para la selección de especies se tomó en cuenta la diferencia estructural, lo que permitirá que sobrevivan a condiciones adversas y aceleren los procesos de sucesión ecológica realizando procesos de sucesión asistida (Cuadro 6).

Cuadro 6. Especies seleccionadas para el establecimiento de la restauración

Disturbio	Tiempo de abandono (años)	Especies	Proporción (%)
	3	Pinus montezumae	45
		Quercus crassipes	30
		Eupatorium ligustrinum	25
	7	Senecio salignus	35
EM		Baccharis conferta	35
		Pinus montezumae	30
		Pinus montezumae	40
		Senecio salignus	35
		Baccharis conferta	25
	3	Pinus montezumae	45
IF		Senecio angulifolius	25
		Arbutus xalapensis	20
		Alnus acuminata	10

Disturbio	Tiempo de abandono (años)	Especies	Proporción (%)
		Pinus montezumae	45
	6	Arbutus xalapensis	20
		Quercus mexicana	20
		Eupatorium ligustrinum	15
		Pinus montezumae	45
	7	Arbutus xalapensis	35
		Baccharis conferta	20

Se detallan las especies seleccionadas para ser insertadas en cada etapa sucesional. Se indica en la primera columna el tipo de disturbio, seguido de la edad de abandono. Las especies están asignadas en función a la importancia en las etapas sucesionales y ordenadas en función a la densidad en el área de sembrado (Cuadro 6).

De manera práctica, se propone que las especies sean dispuestas en su conjunto de 1,111 ind/ha a una distancia de 3 x 3 m. La densidad seleccionada dependió del esparcimiento que demandan las especies al ser adultas, tomando en cuenta que en etapas jóvenes se debe tener el doble de densidad que cuando son adultas (CONAFOR, 2010).

Las proporciones se plantean a realizarse en condiciones ideales de acceso a plántulas por translocación o siembra desde vivero. Bajo este esquema es posible cambiar las proporciones en función a la disponibilidad de las especies pero preferentemente no alterar la identidad de estas.

La inclusión de las especies se podría realizar por cinco vías:

- Siembra directa (vivero): Debe realizarse en viveros cercanos al Ejido, respetando las proporciones propuestas en cada zona.
- ii. Translocación de plantas: Las especies seleccionadas para esta vía preferentemente tienen que ser tomadas de etapas sucesionales subsecuentes y cercanas al sitio de destino.
- iii. Plantación de estacas: Está vía se podrá llevar a cabo solo cuando las especies lo permitan, deben de ser tomadas de la mayor cantidad de fuentes y de ser posible usar productos enraizadores.
- iv. Propagación vegetativa: Se podrá incluir estacas, rizomas, bulbos, tubérculos, estolones y segmentos de órganos (tallos y hojas).
- v. Transporte de suelo con semillas: El suelo tiene que ser de la etapa sucesional subsecuente para darle viabilidad al banco de semillas que acompaña al suelo.

El monitoreo se realizará cada 15 días durante los primeros tres meses y posteriormente mensualmente (periodos que pueden cambiar dependiendo del acceso y técnicos encargados). El remplazo no debe ser limitado a la especies que muera, se puede cambiar la especie siempre y cuando pertenezca a la lista seleccionada para cada zona y tenga el mismo nivel de prioridad y funcionalidad.

Pasado el tiempo de establecimiento y desarrollo de las plantas, se deberá reforzar con especies de la siguiente etapa sucesional, siguiendo los mismos criterios y respetando los espacios para evitar competencia.

8. CONCLUSIONES

- Se registraron 9,202 individuos, agrupado en 43 especies, 35 géneros y 24 familias. Las familias mejor representadas fueron Asteraceae (12 sp.) y Geraniaceae (3 sp.). Los géneros más representados fueron Geranium (3 sp.) y Senecio (3sp.) en ambos disturbios.
- Las especies mejor representadas (número de individuos) en ambos disturbios fueron *Pinus montezumae* y *Baccharis conferta* que en conjunto confieren vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino.
- Los incendios superficiales beneficiaron la regeneración y diversidad de especies en el sotobosque.
- Se determinaron dos trayectorias sucesionales, de acuerdo al tipo de disturbio.
- Las etapas sucesionales están dominadas por especies arbóreas y arbustivas de bosque templado frío. Las especies más representativas en la etapa más avanzada de abandono fueron *P. montezumae y B. confera* para ambos disturbios.
- Los atributos estructurales (cobertura y área basal), así como riqueza y diversidad vegetal mostraron una relación positiva conforme avanza el tiempo de abandono.
- La sucesión vegetal comienza con especies resistentes al fuego, luz solar, las cuales promueven la llegada de Pinus y demás especies.
- Las especies propuestas en la restauración explicaron la diferencia estructural de ambas zonas afectadas.

 Aún falta información que cuantifique la recuperación y funcionamiento de la diversidad en ecosistemas perturbados.

9. APLICACIÓN PRÁCTICA DEL TRABAJO

El presenté estudio servirá como referencia ante propuestas de restauración ecológica basadas en protocolos sencillos de caracterización de trayectorias sucesionales, con el objetivo de restituir la composición y estructura de ecosistemas perturbados, preservar la biodiversidad (en muchos casos de especies en peligro de extinción) o recuperar su funcionalidad ecológica de los sistemas.

Está información se convierte en una herramienta para entender los procesos sucesionales por los que pasa un ecosistema después de un disturbio, que servirán ante la toma de decisiones en la planeación, dirección y evaluación de los incendios forestales y los aprovechamientos maderables.

El trabajo servirá como documento de consulta para los silvicultores y profesionistas forestales ante la integración de componentes de los programas de manejo forestal y política ambiental.

10. BIBLIOGRAFÍA

Agee, J., 1993. Fire ecology of Pacific Northwest Forests, Island Press, Washington, D.C. 493 pp.

Alanís, R., et al., 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada postincendio en el Parque Ecológico Chipinque, México, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, **14(2)**:113-118.

Alanís, R., et al., 2013. Efecto de los incendios en la estructura del sotobosque de un ecosistema templado. Ciencias Forestales, **5(22)**:74-85.

Baev, P. y Penev L., 1995. BiodIV: Program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia- Moscow, 57 pp.

Caroi, M., *et al.*, 2004. Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. Forest Ecology and Management, **202**:39-57.

Castellanos, B., *et al.* 2008. Estructura de bosques de *Pino patula* bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. Madera y Bosques, **14:** 51-63.

Chao, A., Colwell, R., Lin, C. y Gotelli, N., 2009. Sufficient sampling for asymptotic

minimum species richness estimators, Ecology, 90(4): 1125-1133.

Christensen, N. y Peet, R. 2014. Convergence during secondary forest succession, Journal of Ecology, **72(1)**:25-36.

Clements, F., 1917. Plant succession: An analysis of the development of vegetation. Science New Series, **45(1162)**:339-341.

Comín A., 2002. Restauración ecológica: teoría versus práctica. Ecosistemas, **11(1)**: 1-5.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), 2010. Prácticas de reforestación. Manual básico, Jalisco, México, 64 pp.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. Monitoreo de restauración forestal y reconversión productiva 2014. Universidad Autónoma Chapingo. 276 pp.

CONAGUA-subdirección Técnica. 2007. Regiones Hidrológicas. Escala 1:250,000. México, D. F.

Clarke, K., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, **18 (1)**:117-143.

Craigg, T., y Howes, S., 2007. Assessing quality in volcanic ash soils. pp 47-67. En: Volcanic-ashderived forest soils of the Inland Northwest: properties and implications for management and restoration. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Fort Collins.

Curtis, J. y McIntosh R., 1951. An upland forest continuum in the pariré-forest border región of Wisconsin. Ecology, **32(3)**:476-496.

Dajoz, R., 2001. Tratado de ecología. 2a ed. Mundiprensa. Madrid, España. 600 pp.

Del Vitto, A. y Petenatti M., 2009. Asteráceas de importancia económica y ambiental. Primera parte. Sinopsis morfológica y taxonómica, importancia ecológica y plantas de interés industrial. Multequina, **18**:87-115.

Del Castillo, R., Pérez de la Rosa J., Vargas V., Rivera R., 2004. Coníferas. En: Biodiversidad de Oaxaca, México, Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la conservación de la Naturaleza, Wold Wildfile Fund, México.

Dorner, J. y Brown, S., 2000. A guide to restoring a native plant community. University of Washington, 59 pp.

Espinoza, M., Rodríguez, T. y Zamudio, S. 2008. Sinecología del sotobosque de *Pinus hartwegii* dos y tres años después de quemas prescritas, Agrociencia, **42**:717-730.

FAO (Organización de las Naciones unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2013. Estado y tendencia de la ordenación forestal en 17 países de América latina. [Actualizado al junio de 2014]. Página electrónica (http://www.fao.org/docrep/008/j2628s/J2628S01.htm).

Finegan, B., 1984. Forest succession. Nature, 312:109-114.

Foster, B. y Tilman D., 2000. Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach. Plant Ecology, **146(1)**:1-10.

García, C., Rodríguez, B., Chávelas, J. y Escoto, J., 1992. Evaluación de áreas afectadas por el huracán "Gilberto" e incendios forestales en Quintana Roo, Ciencia Forestal en México, **17(72)**:82-89.

García, E., CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. Climas (clasificación de Köppen, modificada por García). Escala 1:1,000,000.

García, R. 2004. Dinámica del paisaje post-fuego en el pastizal tropical de alta montaña. Volcán Iztaccíhualt. México. Interciencia, **29(11)**:604-611.

González, R. y Rodríguez T., 2004. Efecto del chamuscado de copa en el crecimiento en diámetro de *Pinus hartwegii* Lindl. en el Distrito Federal, México, Agrociencia, **38**: 534-544.

Graf, E. y Sayagués, L., 2000. Muestreo de la vegetación, Unidad de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay, 41 pp.

Gray, J., et al., 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. Marine ecology progress series. Oldendorf, **46(1)**:151-165.

Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P., 2001. Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica, **4(1)**:9.

Hobbs, R. y Huenneke, L., 1992. Disturbance, diversity, and invasión: implications for conservation. Conservation Biology, **6(3)**:324-337.

Holl, K., y Aide, T. 2011. When and where to actively restore ecosystems?, Forest

Ecology and Management, **261(10)**:1558-1563.

Howley, R. y Smith, D.1982. Silvicultura práctica, Barcelona, 544 pp.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2002. Principales suelos de México. [Actualizado a marzo de 2016]. Página electrónica (mapaserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/datosgeogra/fisigeo/principa.cfm.).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. Cartografía "Uso de Suelo y Vegetación escala 1:250 000. Serie III.

Jardel, P. y Sánchez, V., 1989. La sucesión forestal: fundamentos ecológicos de la silvicultura. Ciencia y Desarrollo, **14(84)**:33-43.

Jardel, P., 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. Tiempos de ciencia, **22:** 9-26.

Lebrija, T., *et al.* 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 12(4), 267-275.

Luna, B.L., 2014. Aprovechamiento forestal y su impacto en la vegetación y propiedades físicas del suelo en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados, Montecillos, Texcoco, Estado de México, México.

Magurran, A., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

Manson, R y Jardel, P. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. pp. 131-184. En

Martínez, E., 1996. La restauración ecológica. Ciencias, 43: 56-59.

Martínez, H. y Rodríguez, T. 2008. Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. Interciencia, **33(5)**:337-344.

McCook, L., 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories, a review. Kluwer Academic Publishers, **110**:115-147.

Miller, M. 2000. Fire autoecology. pp 9-34. En: Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora. USDA Forest Service. Capital natural de México, vol. II:

Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México.

Molles, M., 2005. Ecology. Concepts and applications. 3^a ed. Mc Graw Hill.N.Y., 622 pp.

Mostacedo, B. y Fredericksen, T., 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia, 87pp.

Musálem, M., y Fierros, A., 1996. Curso de Silvicultura de Bosques Naturales. Universidad Autónoma de Chapingo, México, D.F.

Palmer, M., Ambrose, R. y Poff, N. 1997. Ecological theory and community restoration ecology, Restoration Ecology, **5(4)**:291–300.

Pausas, J. y Keeley, J., 2009. A burning story: the role fire in the history of life, BioScience, **59(7)**:593-601.

Pickett, S. y White, P., 1985. Natural disturbance and patch dynamics. pp 3-13. En: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Ed. Academis Press, Nueva York.

Pisces Conservation LTD, 2002. Species Diversity and Richness. Versión 3.02.

www.pisces-conservation.com.

Redonda, M. y Villaseñores, R., 2011. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Departamento de Botánica, México, D.F., 71 pp.

Robichaud, P., *et al.*, 2003. Postfire rehabilitation of the Hayman Fire. USDA Forest Service, **144**:293-314.

Rodríguez, T., 2014. Incendios de vegetación. Su ecología, manejo e historia, México, 892 pp.

Rodríguez, T., y Sierra, P. 1992. Bosquejo histórico sobre diversos aspectos de los incendios forestales en México. Ciencia Forestal en México, **17(72)**:115-174.

Romahn de la Vega, C. *et al.* 1994. Dendrometría. Universidad Autónoma Chapingo, México, 211 pp.

Rowell, A. y Moore P., 1999. Global review of forest fires. Gland, Suiza, 64 pp. Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. México, D. F. 432 pp.

Salinas, C., *et al.*, 2001. Gobierno del Estado de Hidalgo: Ordenamiento Ecológico Nacional. Hidalgo, México. 307 pp.

Scott, A.C., 2000. The Pre-Quaternary history of fire. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, **164 (2000)**:281-329.

SER (Society for Ecological Restoration International Science). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica SER. Sociedad internacional para la restauración ecológica, 16 pp.

Shackelford, N., *et al.*, 2013. Primed for change: developing ecological restoration for the 21st century, Restoration Ecology, **21(3)**:297-304.

Simula, M. y Mansur, E. 2011. Un desafío mundial que reclama una respuesta local, Unasylva, **62**:3-7.

Soberón, M. y Llorente, B., 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. Conservation Biology, **7(3)**:480-488.

StatSoft. Inc., 2007. Statistica (data analysis software system). Versión 8.0. www.statsoft.com.

Van Andel, J. y Aronson, L., 2006. Restoration ecology. Blackwell publisching, UK. 400 pp.

Vega, A., 2007. Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. Wildfire, Sevilla, España, 23 pp.

Vega, H., 2003. Regeneración del género Pinus tras incendios. Soc. Esp. Cien. For., **15**:59-68

Walker, L. y Del Moral, R., 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 429 pp.

White, P. y Jentsch, A., 2004. Disturbance, succession and community assembly in terrestrial plant communities. pp. 342–366. En: Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice. Island Press, Washington, DC.

Whittaker, H., 1980. Classification of plant communities. The Hague, Boston, London. 408 pp.

Young, T., Petersen, D. y Clary, J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms, Ecology Letters, **8(6)**:662–673.

Zavala, F., 2000. El fuego y la presencia de encinos. Ciencia Ergo-Sum, **7(3)**:269-276.

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

11. ANEXOS

Anexo 1. Listado florístico de las zonas afectadas por incendio y explotación maderable.

Familia	Género	Especie	Nombre común	Forma de vida
Asteraceae	Baccharis	Baccharis conferta Kunth.	Escoba	Arbusto
Asteraceae	Eupatorium	Eupatorium ligustrinum DC.	Chamiza	Arbusto
Asteraceae	Senecio	Senecio angulifolius DC.	Jarilla	Arbusto
Asteraceae	Senecio	Senecio salignus DC.	Jarilla	Arbusto
Asteraceae	Senecio	Senecio sinuatus Kunth.	Jarilla	Hierba
Asteraceae	Achillea	Achillea millefolium L.	Aquilea	Hierba
Asteraceae	Bidens	Bidens serrulata (Poir.)	Rosilla	Hierba
Asteraceae	Cirsium	Cirsium ehrenbergii Sch. Bip.	Cardo santo	Hierba
Asteraceae	Conyza	Conyza schiedeana (Less.) Cronquist.	Gordolobo chino	Hierba
Asteraceae	Eupatorium	Eupatorium petiolare Moc. ex DC.	Hierba del burro	Hierba
Asteraceae	Gnaphalium	Gnaphalium oxyphyllum DC.	Gordolobo	Hierba
Asteraceae	Taraxacum	Taraxacum officinale L.	Diente de león	Hierba
Betulaceae	Alnus	Alnus acuminata Kunth.	Aile	Árbol
Boraginaceae	Lithospermum	Lithospermum distichum Ortega	Semilla de piedra	Hierba
Caprifoliaceae	Symphoricarpos	Symphoricarpos microphyllus Kunth.	Escobilla	Arbusto
Caryophyllaceae	Arenaria	Arenaria lycopodioides Willd. ex D.F.K. Schltdl.	Cuatatapa	Hierba
Cupressaceae	Juniperus	Juniperus deppeana Steud.	Juniperus	Árbol
Ericaceae	Arbutus	Arbutus xalapensis Kunth	Madroño	Árbol
Fabaceae	Lupinus	Lupinus montanus Kunth.	Garbancillo	Hierba
Fagaceae	Quercus	Quercus mexicana Bonpl.	Encino amarillo	Árbol
Fagaceae	Quercus	Quercus crassipes Bonpl.	Encino blanco	Árbol
Geraniaceae	Geranium	Geranium potentillifolium DC.	Geranio	Hierba
Geraniaceae	Geranium	Geranium schiedeanum Schltdl.	Geranio	Hierba
Geraniaceae	Geranium	Geranium seemannii Peyr.	Pata de león	Hierba
Grossulariaceae	Ribes	Ribes affine Kunth.	Capulincillo	Arbusto
Lamiaceae	Salvia	Salvia prunelloides Kunth.	Mirto	Hierba
Onagraceae	Lopezia	Lopezia racemosa Cav.	Perilla	Hierba
Orobanchaceae	Lamourouxia	Lamourouxia dasyantha Cham. y Schltdl.	Capanita	Arbusto
Orobanchaceae	Castilleja	Castilleja arvensis Schltdl. y Cham.	Castilleja	Hierba
Oxalidaceae	Oxalis	Oxalis alpina Reiche.	Trébol	Hierba
Phytolaccaceae	Phytolacca	Phytolacca icosandra L.	Fitoloca	Hierba
Pinaceae	Pinus	Pinus montezumaeLamb.	Ocote	Árbol
Pinaceae	Pinus	Pinus rudis Endl.	Rudis	Árbol
Plantaginaceae	Penstemon	Penstemon gentianoides G. Don	Campanilla	Hierba
Poaceae	Muhlenbergia	Muhlenbergia macroura(Kunth) Hitchc.	Pasto	Hierba
Poaceae	Stipa	Stipa clandestina Hack.	Pasto avena	Hierba
Rhamnaceae	Ceanothus	Ceanothus coeruleus Lag.	Chaquirilla	Arbusto
Rosaceae	Prunus	Prunus serotina Ehrh.	Capulín	Árbol
Rosaceae	Acaena	Acaena elongata L.	Pega ropa	Hierba
Scrophulariaceae	Buddleia	Buddleia cordata Kunth.	Tepozán	Árbol
Scrophulariaceae	Buddleia	Buddleia parviflora Kunth.	Tepozán	Arbusto
Solanaceae	Solanum	Solanum nigrescens M. Martens y Galeotti.	Mora	Hierba
Violaceae	Viola	Viola painteri Rose y House.	Alga	Hierba

.