



Universidad Nacional Autónoma De México

Facultad de Estudios Superiores Zaragoza

*“Efecto de los incendios sobre la diversidad
florística en el Bosque de pino piñonero en
Cardonal, Hidalgo”*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A:

Eduardo Fernando Pompa Castillo

DIRECTOR DE TESIS:
Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes

Proyecto PAPIIT IN221614



México., D.F. Octubre 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

“ZARAGOZA”

DIRECCIÓN

**JEFE DE LA UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
PRESENTE.**

Comunico a usted que el alumno **POMPA CASTILLO EDUARDO FERNANDO**, con número de cuenta **410036880**, de la carrera de Biología, se le ha fijado el día **20 de octubre de 2015** a las **17:00 hrs.**, para presentar examen profesional, el cual tendrá lugar en esta Facultad con el siguiente jurado:

PRESIDENTE M. en C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ

VOCAL Dr. EFRAÍN REYES ÁNGELES CERVANTES

SECRETARIO Dr. GERARDO CRUZ FLORES

SUPLENTE Dr. CARLOS CASTILLEJOS CRUZ

SUPLENTE M. en C. JUAN MANUEL VALDERRÁBANO GÓMEZ

[Handwritten signatures of the jury members]

El título de la tesis que presenta es: **Efecto de los incendios sobre la diversidad florística en el Bosque de pino piñonero en Cardonal, Hidalgo.**

Opción de titulación: Tesis.

Agradeceré por anticipado su aceptación y hago propia la ocasión para saludarle.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
México, D. F., a 06 de octubre de 2015

DR. VÍCTOR MANUEL MENDOZA NÚÑEZ
DIRECTOR
ZARAGOZA
DIRECCION

RECIBÍ
OFICINA DE EXÁMENES
PROFESIONALES Y DE GRADO

VO. BO.
M. en C. ARMANDO CERVANTES SANDOVAL
JEFE DE CARRERA

Agradecimientos

A Jehová por permitirme llegar hasta aquí.

Investigación realizada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM IN221614, bajo el proyecto titulado “ECOLOGÍA DEL FUEGO EN BOSQUES DE PINO PIÑONERO” Agradezco a la DGAPA-UNAM la beca recibida

A mis padres, **Elisa Castillo García** y **Fernando Pompa Ramírez** por su apoyo, cariño y siempre fiel confianza, hemos llegado juntos a este... su logro. Tlasojkamati uel miek.

A mi hermana Ilse A. Pompa Castillo por ser una motivación más de superación y por esos juegos que son desestresantes.

Al Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes por ser un pilar fundamental en mi vida académica, profesional y personal.

A Gaia por permitirme conocer sus maravillas.

Al Herbario FEZA por el apoyo y facilitación del uso de instalaciones, equipo y acervo, en especial al Dr. Carlos Castillejos Cruz por brindarme la oportunidad de adentrarme en el mundo de las plantas con sus consejos y tips.

Al M. en C. Germán Calva, Dr. Gerardo Cruz y M. en C. Juan Valderrábano por sus aportaciones y recomendaciones en la realización de este trabajo.

A Katherine Lizzeth Cárdenas Cruz por su confianza, apoyo, colaboración y especial compañía.

A la familia Cervantes Gonzáles, en especial a don Luis Cervantes Trejo por su hospitalidad, generosidad y facilidades brindadas en campo.

A colegas y amigos Zul Azcoytia, Sandra Marín, Maleny Orozco, Abigail Estañol y Fabiola Valadez por su colaboración, momentos gratos y conocimientos compartidos en campo, además agradezco a Judith Aviña, Monserrat Barragán, Gabriel Hernández y Jessica Martínez por su grata compañía en una parte de este camino.

A todos los que hicieron posible este trabajo.

“La gratitud es la memoria del corazón”

**A mis padres:
Elisa Castillo García
Fernando Pompa Ramírez**

“El fuego ha pasado, todo se ha ido, solo queda una supuesta paz inquebrantable, polvo y cenizas. Vuelvo la mirada, los pastos han renacido, las flores resurgido, miro a las aves, observo a los insectos, rastreo mamíferos y me doy cuenta que el final resulta ser el comienzo, es tiempo de volver”

Eduardo Pompa.

Contenido

Página

Resumen	1
Introducción	2
Antecedentes	3
Conceptos: Fuego, incendios y quemas	3
El fuego en los ecosistemas forestales	3
Clasificación del efecto de los incendios forestales	4
Adaptaciones de las plantas a los incendios	4
Estructura y composición florística de bosques de pino piñonero	5
Efectos del fuego en bosque de pino piñonero	6
Diversidad	7
Medición de la diversidad	7
Justificación	9
Hipótesis general	10
Hipótesis particulares	10
Objetivo general	10
Objetivos particulares	10
Zona de estudio	11
Ubicación geográfica	11
Topografía	12
Clima	12
Geología	12
Edafología	12
Vegetación	12
Material y métodos	13
Clasificación y caracterización ecológica de zonas afectadas y no afectadas por incendios ..	13
Caracterización ecológica	14
Muestreo de vegetación	14

Identificación de especies y cotejo de ejemplares	15
Obtención de valores ecológicos	15
Obtención de Índices de diversidad	16
Resultados.....	17
Análisis estructural.....	17
Riqueza florística.	18
Composición florística de cada condición de bosque: no afectado y afectado por incendio ...	19
Agrupamiento de tipos de condición	25
Caracterización ecológica de zonas de estudio.....	26
<i>Bosque no afectado.</i>	26
<i>Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.</i>	32
<i>Bosque afectado por incendio de copa severo.</i>	38
<i>Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (actualmente es matorral de Flourensia resinosa (Brandegge) S.F. Blake)</i>	44
Efecto de incendios sobre la diversidad florística	48
Discusión.....	56
Análisis estructural.....	56
Riqueza florística	57
Agrupamiento de tipos de condición	57
Efecto de incendios sobre las características ecológicas y la diversidad florística.....	58
Cicatrices del fuego en árboles y distribución espacial de los tipos de incendios	59
Incendios superficiales e incendios de copa	59
Conclusiones.....	61
Recomendaciones.....	61
Literatura citada.....	62

Índice de Cuadros

Número	Página
1. Número de individuos promedio por clases diamétricas del bosque no afectado	17
2. Número de individuos promedio por clases diamétricas del bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.....	17
3. Número de individuos promedio por clases diamétricas del bosque afectado por incendio de copa severo	17
4. Listado florístico.....	19
5. Valores ecológicos del estrato arbóreo para el bosque no afectado	27
6. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque no afectado.	29
7. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque no afectado.....	31
8. Valores ecológicos del estrato arbóreo para el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.....	34
9. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.....	35
10. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.....	37
11. Valores ecológicos de los individuos arbóreos registrados para el bosque afectado por incendio de copa.....	39
12. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque afectado por incendio de copa severo.....	41
13. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque afectado por incendio de copa severo.....	43
14. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.	45
15. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.	47
16. Riqueza de especies observadas y estimadas en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo.....	48
17. Índice de similitud florística entre las diferentes condiciones del bosque, basado en el índice de Jaccard.....	53
18. Diversidad beta (1-Índice de Jaccard) entre las diferentes condiciones del bosque.	54
19. Diversidad beta entre las diferentes condiciones del bosque, calculado con el índice de Magurran.	55

Índice de Figuras

Número	Página
1. Zona de estudio, municipio de Cardonal, Hidalgo.	11
2. Riqueza total de especies observadas y estimación máxima de riqueza	18
3. Dendrograma que muestra el agrupamiento de los sitios de estudio ubicados en el cerro “La Soledad”, municipio de Cardonal, Hidalgo.	25
4. Estrato arbóreo de bosque de <i>Juniperus flaccida-Pinus cembroides</i> no afectado.	26
5. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbóreo en el bosque no afectado.	27
6. Estrato arbustivo del bosque no afectado.....	28
7. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque no afectado.	28
8. Muestreo en el estrato herbáceo del Bosque no afectado.....	30
9. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque no afectado	30
10. Altura de la cicatriz dejada por el fuego en los individuos arbóreos del bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.	32
11. Árboles afectados por incendio superficial de baja intensidad	33
12. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbóreo en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.	33
13. Estrato arbustivo del bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.	34
14. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.	35
15. Muestreo del estrato herbáceo en bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad	36
16. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.	36
17. Altura de la cicatriz dejada por el fuego en los individuos arbóreos del bosque afectado por incendio de copa severo.....	38
18. Vestigios del estrato arbóreo y panorama del estrato arbustivo y herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo.....	39
19. Panorama del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio de copa severo	40
20. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio de copa severo.	40
21. Muestreo del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo	42
22. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo.	42
23. Estrato arbustivo del bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.	44

24. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.....	45
25. Estrato herbáceo del bosque afectado por incendio de copa hace 53 años.....	46
26. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.....	46
27. Efecto de los incendios sobre la riqueza del estrato arbóreo.	49
28. Efecto de los incendios sobre el estrato arbustivo.....	50
29. Efecto de los incendios sobre la riqueza del estrato herbáceo.....	51
30. Riqueza de especies por zonas.....	52
31. Presencia de <i>Agave salmiana</i> en el bosque afectado por incendio de copa	53
32. Número de especies exclusivas por condición	55
33. Punto de ignición y dirección del incendio	60
34. Zona afectada por incendio de copa e incendio superficial	60

Resumen

Los incendios tienen una función importante en la dinámica vegetal, alterando las condiciones ambientales y promoviendo un efecto que se desconoce sobre la riqueza y diversidad florística en bosques semiáridos. En 2011 ocurrió un incendio en bosque de *Pinus cembroides-Juniperus flaccida* en el municipio de Cardonal, Hidalgo, por lo que surgen las siguientes interrogantes: ¿Cuál es la riqueza florística en bosques de *Pinus cembroides – Juniperus flaccida*?, ¿Los incendios forestales ocasionan una mayor riqueza florística en los bosques piñón-junípero? y ¿Los incendios generan un incremento en la diversidad beta entre zonas afectadas y no afectadas por incendio? Se ubicaron sitios de bosque no afectado (BNA), bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), bosque afectado por incendio de copa severo (BIC) y bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53). Se realizaron un total de 17, 28 y 115 muestreos para los estratos arbóreo (1000 m²), arbustivo (100 m²) y herbáceo (1 m²) respectivamente, en cada uno se registró densidad, frecuencia y cobertura de cada especie. Se utilizó el programa EstimateSWin820 para obtener la riqueza máxima, eficiencia del muestreo e índices de diversidad. Se obtuvo un total de 129 especies; los resultados mostraron que BIC es de carácter destructivo pues no se detectó repoblamiento y afectaron la riqueza del estrato arbóreo en un 98-100%, estos efectos persisten más de 50 años. En BIC y BIS disminuyen la riqueza y diversidad de arbustos en 48%. Con respecto al estrato herbáceo, la riqueza fue similar tanto en BNA como en BIC y BIS, la composición florística cambio hasta en un 75-97%. Se registraron 42 especies en zonas postincendio con respecto a zonas no afectadas. En BIC53 la riqueza de los estratos arbustivo y herbáceo disminuyó en 69 y 75% respectivamente; hay dominancia de dos especies arbustivas, lo que indica la tendencia de los bosques semiáridos afectados por incendios de copa a convertirse en matorrales; El bosque *Juniperus-Pinus* resiste incendios superficiales de baja intensidad. Los incendios de copa severo modifican la estructura de bosque a praderas, y en el mediano plazo hacia matorrales.

Palabras clave: *Pinus cembroides*, *Juniperus flaccida*, fuego, bosque semiárido, riqueza florística, diversidad beta

Introducción

“Todo viajero debería ser un botánico, porque la vegetación es la belleza del paisaje.” Tal como Charles Darwin mencionó, la vegetación es la belleza escénica, pero esta visión no tiene que estar limitada, es necesaria la total caracterización y comprensión de la dinámica vegetal en los ecosistemas mexicanos.

La influencia del fuego en la dinámica vegetal es un proceso muy recurrente en los ecosistemas naturales (Villers, 2006). Entre 1960 y el 2000, los incendios forestales quemaron en promedio 380 millones ha·año⁻¹ (intervalo de 270-570 millones ha·año⁻¹) en el mundo (Schultz et al., 2008 citado por FAO, 2013). A pesar de que los incendios son un proceso natural, los seres humanos están haciendo un uso excesivo del fuego, lo cual incrementa el riesgo de causar daños ecológicos, económicos y sociales a mediano y largo plazo.

La CONAFOR (2014a) mencionó que de la superficie terrestre total del país (1.9 millones de km²), 139.7 millones de hectáreas cuenta con algún tipo de cubierta forestal, de este territorio, el INEGI (2014) informó que durante el 2012 se quemaron 347,226 ha, de un total de 7,170 incendios forestales, 98 % causados por actividades humanas y solo el 2% por causas naturales. Rodríguez et al. (2001, citado por Ángeles-Cervantes y López-Mata, 2009) indicaron 6,000-7,000 incendios forestales anuales, de estos, Ángeles-Cervantes y López-Mata (2009) mencionan que 90-96 % son superficiales, 4-10 % corresponden a incendios de copa y el resto son subterráneos. Los incendios ocurren en varios tipos de bosques, destacando los que tienen un valor maderable, en especial los dominados por el género *Pinus*, considerados los más susceptibles a estos episodios (Flores-Garnica, 2009).

Los bosques de *Pinus cembroides* son muy extensos en ambas cadenas montañosas de la parte norte del país y forma masas puras en la Sierra Madre Oriental al norte del Trópico de Cáncer. Las mayores poblaciones están en: Chihuahua, Durango, Coahuila, Nuevo León, Hidalgo y Zacatecas, con una altitud de 1,350 a 2,800 m. Conforman una vegetación de transición entre las formaciones xerofíticas de la altiplanicie mexicana y las vertientes internas de las Sierras Madres Oriental y Occidental (CONAFOR, 2014b), que según Robert (1977) presentan una diversidad florística pobre.

Los incendios tienen un efecto dual en la dinámica forestal (Shvidenko y Nilsson, 2000) ya que pueden favorecer o afectar el repoblamiento del bosque. En 2011 se registraron incendios en estos bosques en el estado de Hidalgo donde las especies dominantes son *Pinus cembroides* y *Juniperus flaccida* (Mota, 2011); por lo que surgieron las siguientes interrogantes:

- ¿Cuál es la riqueza florística en bosques de *Pinus cembroides* – *Juniperus flaccida*?
- ¿Los incendios forestales ocasionan una mayor riqueza florística en los bosques de *Pinus cembroides*-*Juniperus flaccida*?
- ¿Los incendios generan un incremento en la diversidad beta entre zonas afectadas y no afectadas por incendio?

La respuesta a estas interrogantes permitirá establecer el papel que desempeñan los incendios sobre la riqueza y diversidad beta de especies vegetales en estos bosques, debido a que conocer el grado de recambio facilitaría el diseño de estrategias en el control de incendios, reforestación y recuperación de la biodiversidad; así como mantener los recursos naturales de la comunidad ejidal de Santuario, municipio de Cardonal, Estado de Hidalgo.

Antecedentes

Conceptos: Fuego, incendios y quemas.

El fuego es un fenómeno fisicoquímico que desprende luz y calor, representa una reacción química de oxidación violenta de un material combustible, con desprendimiento de llamas, calor, vapor de agua y dióxido de carbono. Este proceso es exotérmico (cuando la energía de calor es liberada), por lo que el fuego es la manifestación visual de la combustión (González, 2009).

La FAO (2014a) define al incendio como cualquier fuego imprevisto e incontrolado que independientemente de su origen puede requerir una intervención para suprimirlo, o cualquier otra acción que permita reducir efectos negativos sobre el sistema.

La quema es un término general para cualquier fuego no estructural que se produce en la vegetación y/o combustibles naturales. Este término incluye tanto a las quemas prescritas e incendios. Las quemas prescritas es cualquier fuego intencional bajo un plan aprobado para cumplir objetivos específicos de manejo (FAO, 2014a).

El fuego en los ecosistemas forestales.

Se estima que cerca de 350 millones de hectáreas de tierras forestales se queman anualmente en el mundo (González, 2008). Sin embargo los incendios tienen causas variadas, pero la mayoría están dadas por actividades antropogénicas; a nivel mundial y en México provocan entre 80 – 99 % de incendios forestales (Ressl y Cruz, 2012; FAO, 2010).

Los indígenas en América utilizaron el fuego para reducir la vegetación tupida, con el fin de mejorar el ambiente para la caza de fauna silvestre y crear claros para sus cultivos (Landrach, 2009), ejemplo de ello son los olmecas y mayas, que idearon hace unos 3,000 años un sistema agroforestal eficiente y sustentable para las áreas tropicales, particularmente aquellas con suelos pedregosos y poco profundos: el sistema de “tumba roza y quema” (Martínez y Rodríguez, 2008; Ochoa-Gaona et al, 2007).

En septiembre de 1997 y mayo de 1998, se quemaron 800,000 ha de bosques naturales en Indonesia. En Canadá 6,8 millones de hectáreas se quemaron durante 1995, México se presentó el máximo histórico de incendios durante 1998 afectando 5 millones de ha (Martínez y Rodríguez, 2008; Gonzáles, 2008).

Durante el Siglo XX existía la mentalidad de que todo tipo de fuego era malo y era obligación tratar de suprimirlo lo más pronto posible y a cualquier costo. En los Estados Unidos, la política de apagar todos los incendios sin excepción dio como resultado un aumento del material combustible que quedó en el suelo de los bosques, lo que trajo como consecuencia una alza en el número de incendios grandes y devastadores (Walsh, 2007 citado por Landrach, 2009).

La mentalidad y cultura hacia el fuego ha ido cambiando, el conocimiento adquirido ha permitido saber que es uno de los elementos del ecosistema forestal que más influye de manera violenta sobre éste, generando cambios que son necesarios para el mantenimiento de un ecosistema saludable.

Shvidenko y Nilsson (2000) reconocieron una naturaleza dual en los efectos de los incendios. A escala mundial, son una fuente importante de emisión de carbono, contribuyendo al calentamiento global que podría modificar la biodiversidad. En los planos regional y local alteran el ciclo hidrológico con consecuencias sobre sistemas marinos como los arrecifes de coral, e influyen en el comportamiento de las especies vegetales y animales. El humo

procedente de los incendios puede reducir notablemente la actividad fotosintética (Davies y UNAM, 1999, citado por la FAO, 2014b). Por otra parte el fuego es usado para mantener la productividad y favorecer el rebrote de pastos para el ganado.

Clasificación del efecto de los incendios forestales

La CONAFOR (2010) establece que el impacto de los incendios forestales en los ecosistemas puede ser negativo, positivo o neutro, por lo cual estos últimos se han clasificado en 3 grandes grupos:

- *Ecosistemas sensibles al fuego*: El fuego no es requerido para mantener el tipo de vegetación. Los incendios son eventuales, se presentan cada varios siglos cuando hay sequía extrema, pero resultan ser catastróficos. Para la recuperación de la vegetación original, ha de transcurrir la sucesión ecológica durante siglos.

Dentro de este grupo podemos encontrar a Bosques tropicales perennifolios o subperennifolios (que incluyen selvas altas y medianas perennifolias y subperennifolias), bosque tropical caducifolio (selva baja caducifolia), manglares, bosques de oyamel y posiblemente varios bosques de encino.

- *Ecosistemas dependientes del fuego*: Los incendios poco frecuentes (con periodos entre 30 – 100 años) son requeridos para mantener ecosistemas saludables como los matorrales.

Algunos géneros que se consideran dependientes del fuego son *Arctostaphylos*, *Ceanothus*, *Pinus*, *Quercus* y *Garrya*. En el particular caso de los encinos arbustivos en México central, destacan *Quercus frutex*, *Q. microphylla*, y *Q. repanda*.

- *Ecosistemas independientes del fuego*: Áreas muy secas, sin continuidad suficiente entre los combustibles forestales como para transmitir el fuego, o bien áreas muy frías y constantemente húmedas.

Aproximadamente 50% de la superficie forestal del país corresponde a ecosistemas adaptados al fuego, 36% son sensibles y el resto son independientes de los incendios (Rodríguez, 2005, citado por CONAFOR, 2014a).

Los bosques de Pino se consideran más propensos para la ocurrencia de incendios, debido a la resina y hojarasca que producen. Al respecto Flores-Garnica (2009) estimó que alcanzan un valor crítico para la incidencia del fuego en cinco años. Lo anterior indica que al parecer los bosques de *Pinus cembroides* son dependientes del fuego, sin embargo no existen investigaciones al respecto.

Adaptaciones de las plantas a los incendios

Ninguna especie se puede adaptar literalmente al fuego, sino más bien, se adaptan a un régimen de incendios que incluye frecuencia, intensidad, severidad y patrones de consumo de combustible, a este tipo de plantas se les denomina pirófitas.

Las adaptaciones a los regímenes de incendio son:

- *Rebrote*: Es un concepto de adaptación no esclarecido, debido a que se han encontrado rebrotes en ambientes distintos a los afectados por el fuego, sin embargo en ambientes con episodios frecuentes de incendios, el rebrote se acopla

con lignotubérculos, raíces fibrosas, cormos y rizomas, esta estrecha conexión sugiere que es una adaptación al fuego (Keeley et al. 2011; Matlack, 2013).

- *Conos seróticos*: Las piñas serótinas son aquellas que permanecen cerradas durante años en el árbol y sólo se abren cuando son sometidas a elevadas temperaturas, superiores a los 45-50 °C. El calor estimula la dispersión de las semillas (embebidas en piñas con serótina, formando un banco de semillas aéreas) (Pausas, 2010). Esta adaptación es característica de varias especies de pinos, tal es el caso mencionado por Valbuena et al. (2013) donde los conos de *Pinus pinaster* presentaron resistencia a temperaturas de 150 °C durante 5 min.
- *Germinación por choque calorífico*: Algunas especies poseen semillas con cubiertas seminales duras, capaces de sobrevivir durante largos periodos y de germinar después de un incendio. Al respecto De Luis et al. (2001) mencionó que el calentamiento a 100 °C durante 5 minutos determina un porcentaje de germinación próximo al 80% en *Cytisus scoparius*, y al 50% en *Genista florida*, frente a menos de un 20% en semillas no tratadas.
- *Germinación provocada por productos químicos de combustión*: Flematti et al. (2011) menciona que los componentes químicos del humo como 3-metil-2H-furo (2,3-c) piran-2-ona y gliceronitrilo, producto del fuego pueden estimular la germinación (Keeley y Fortheringham, 1997 y Bell, 1999, citados por Figueroa y Jaksic, 2004); algunas especies que poseen esta característica son *Acacia caven*, *Baccharis vernalis* y *Trevoa quinquenervia* (Figueroa y Jaksic, 2004).
- *Inflamabilidad*: Estas especies pueden tener rasgos característicos, como poseer hojas pequeñas, compuestos volátiles y retención de hojas y ramas secas (Keeley et al., 2011).
- *Grosor de la corteza*: La corteza representa una protección crucial para el cambium vascular ante los incendios. La aplicación de temperaturas de 60 °C de 2 a 60 min. resulta letal para los tejidos vegetales, dependiendo de su contenido de humedad (Wright 1970, citado por Rodríguez, 2001). Una corteza de *Pinus palustris* de 1 a 1.3 cm de grosor, tiene una capacidad de aislamiento del orden de 1:10 (Fahnestock y Hare 1964, citado por Rodríguez, 2001).

Estructura y composición florística de bosques de pino piñonero

Los bosques de Piñón – Enebro colindan en el límite inferior con pastizales y matorrales, en su límite superior colindan con encinares, formando ecotonías. Estos bosques presentan generalmente tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo.

El estrato arbóreo presenta una altura hasta de 15 m, con frecuencia entre 6 – 8 m (Robert, 1977), está dominado por especies piñoneras mezcladas con otros *Pinus* spp., *Quercus* spp., y/o *Juniperus* spp. (García-Moya, 1985); las epifitas en este estrato se distribuyen de manera discontinua. La altura del estrato arbustivo es muy variante, se han registrado intervalos entre 0.25 – 3 m (Flores-Olvera, 1985 y Aldrete, 1981, citado por Hernández-Reyna y García-Moya, 1985), las principales especies que se reportan son *Arctostaphylos* spp., *Cercocarpus* spp., *Rhus* spp., (Robert, 1977) además de individuos de la familia Asteraceae y Fabaceae. El estrato herbáceo es casi ausente en donde las familias mejor representadas son Asteraceae, Lamiaceae y Poaceae.

Fuentes (1992) registró que la composición florística de un piñonar en Puebla está dada por 46 especies botánicas, agrupadas en 19 familias, siendo las más representativas las Asteraceae con 10 elementos, Poaceae y Polipodiaceae con 5 y las Bromeliaceae con 3 elementos. Los árboles son bajos (8-10 m) y de cobertura discontinua, el estrato arbustivo presenta altura de 0.5 – 0.7 m que se distribuye de una manera discontinua, mientras que las epífitas se presentan en manchones, al igual que las hierbas bajas (50 cm de altura máxima).

Meza (2006) documentó que la composición florística de un bosque piñonero de Santiago de Anaya, Hidalgo, está dada por 43 especies pertenecientes a 24 familias, de las cuales las más importantes son: Pinaceae para el estrato arbóreo, Sapindaceae, Rosaceae y Fabaceae. La estructura arbórea presenta una altura de 5.45-5.73 m, con una densidad de 798 individuos por hectárea (738, 40 y 20 individuos de *Pinus cembroides*, *Juniperus flaccida* y *Casimiroa pubescens* respectivamente), siendo *P. cembroides* la especie más conspicua. En el estrato arbustivo las especies con mayor densidad fueron *Dodonaea viscosa*, *Condalia mexicana* y *Selloa glutinosa* quienes superan los 3,000 individuos por hectárea, estas mismas especies tienen una dominancia entre 26.93-43.52, *D. viscosa* presenta una frecuencia de 1, mientras que *C. mexicana* y *S. glutinosa* tienen una frecuencia de 0.9.

Flores-Olvera (1985) indicó que en un bosque de *Pinus cembroides* en Nuevo León el estrato arbóreo presenta una altura de 3.5 m o más, *P. cembroides*, *Juniperis flaccida*, *J. monosperma* y *Quercus* spp. son las especies más conspicuas. El estrato arbustivo tiene una altura de 1-3 m. Las especies representativas son: *Quercus intricata*, *Cowania plicata*, *Arbutus xalapensis*, *Berberis trifoliata*, *B. muelleri* y *Rhus virens*. El estrato herbáceo está formado principalmente por *Stipa leucotricha*, *Tridens grandiflorus*, *Bouteloua curtipendula*, *Tagetes lucida* y *Hedeoma nanum* con una altura menor a 0.5 m.

González (1998, citado por Meza, 2006) en un piñonar de Concepción del Oro, Zacatecas documentó que las familias más importantes fueron Pinaceae, Rosaceae, Fagaceae y Asteraceae. *Pinus johannis* dominaba el estrato arbustivo con una densidad, frecuencia y dominancia relativa de 55%, 41.67% y 85.29% respectivamente. El estrato herbáceo estaba dominado por *Lepidium montanum* y *Cowania plicata*.

Ángeles (1984) mencionó que el estrato arbóreo del piñonar en el municipio Cardonal, Hidalgo está dominado por *Pinus cembroides* con presencia de algunos individuos de *Juniperus flaccida* en una relación de 9:1. *Flourenzia resinosa* domina el estrato arbustivo con una cobertura del 60%, esto en las partes bajas de la zona, mientras que a mayor altitud la dominancia está dada por *Sargentia greggii* y compuestas del género *Stevia*.

Efectos del fuego en bosque de pino piñonero

Autores como Arnold et al. (1964), Erdman (1970), Barney y Frischknecht (1974) y Pieper y Wittie (1988), mencionaron que la sucesión ecológica de la vegetación en estos bosques después de un incendio, está dada durante los primeros años por la dominancia de hierbas anuales, después tienden a colonizar plantas perennes (pastos), seguidos de especies arbustivas, y por último especies del estrato arbóreo.

Amato et al. (2013) reportaron el 100% de mortalidad en árboles de *Pinus ponderosa* con DAP mayores a 13 cm, afectados por un incendio de copa en Nuevo México, E.U.A. Strom y Fulé (2007) mencionaron una supervivencia del 5% en el estrato arbóreo, tras un incendio. Robert (1977) mencionó que un bosque afectado por incendio presenta chaparrales densos de *Arctostaphylos pugnans*.

Juárez (2002) registró que en bosques de *Pinus oocarpa* var. *Ochoterenai* afectados por incendios en 1997 y 1999, la regeneración de esta especie es mayor en zonas afectadas por incendios de intensidad elevada, y disminuyen conforme se reduce la intensidad del incendio (398, 66 y 15 plántulas de pino·100 m⁻² en zonas con incendios de intensidad alta, media y baja respectivamente); en contraste con 0.1 plántulas·100 m⁻² en zonas no afectadas; Cuatro años después registro un establecimiento de 125, 40 y 8 plántulas·100 m⁻² en zonas de alta, media y baja intensidad respectivamente; con respecto a una zona no dañada donde registró 0.1 plántulas·100 m⁻².

A pesar de que los bosques de *Pinus cembroides* son los de mayor extensión territorial en México y que tienen una localización estratégica comparado con los otros bosques del género *Pinus*, no se han encontrado estudios sobre el efecto que tienen los incendios forestales en la diversidad florística.

Diversidad

Existen diferentes definiciones de biodiversidad, entre ellas la UNEP (1992) indicó que es la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas.

Solbrig (1991) definió a la diversidad biológica como la propiedad de las distintas entidades vivas. Así, cada clase de entidad (gen, célula, individuo, comunidad o ecosistema) tiene más de una manifestación. La diversidad es una característica fundamental de todos los sistemas biológicos que se manifiesta en todos los niveles jerárquicos, desde las moléculas hasta los ecosistemas.

Halffter y Ezcurra (1992) indicaron que la diversidad es la heterogeneidad biológica, es decir, la cantidad y proporción de los diferentes elementos biológicos que contenga el sistema.

Lo anterior indica que la diversidad toma en cuenta la riqueza de especies y la densidad de cada una de ellas; además de que se puede encontrar a nivel genético, celular, de individuos, poblaciones, comunidades y paisaje o regiones; sin embargo, la medida más frecuente para describir la diversidad es el número de especies (Moreno, 2001).

Los conceptos siguientes ayudarán a esclarecer más el término de biodiversidad.

- *Riqueza*. La riqueza de especies o riqueza específica es el número de especies taxonómicas que componen la comunidad (Moreno, 2001), por ende no cuenta la abundancia, de cada una de ellas. La riqueza es un componente primordial de la diversidad.
- *Densidad*. La densidad se refiere al número de individuos pertenecientes a una determinada especie por una unidad de área (Garmendia y Samo, 2005; Montani y Busso, 2004), por lo que también es un componente de la diversidad.

Medición de la diversidad

Whittaker (1972, citado por Halffter et al., 2001) identificó distintos componentes de la diversidad biológica que corresponden a diferentes niveles de escala espacial y los designó como diversidades alfa, beta y gamma.

La *diversidad alfa* es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea y es el componente de diversidad más citado (Whittaker, 1972, citado

por Moreno, 2001; Halffter y Ezcurra, 1992 y Halffter et al., 2001). Sin embargo, debido a que los muestreos son incompletos, se recurre a estimadores de riqueza máxima para obtener un índice de diversidad. Los estimadores más comunes para evaluar esta diversidad son: 1) índices de riqueza específica: basados en la riqueza obtenida a través de muestreos, entre éstos destacan los estimadores no paramétricos (Jackknife 1, Jackknife 2, Chao 2 y Bootstrap) quienes solo toman datos de presencia y ausencia, además de que han demostrado tener menos sesgo; 2) índices basados en la estructura, los cuales implican el número de especies, así como también la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (Halffter et al., 2001; Moreno, 2001).

La *diversidad beta* es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje y con relación a un gradiente ambiental complejo (Whittaker, 1960; Halffter et al., 2001 y Calderón et al., 2012). Si las especies de dos zonas diferentes son similares, entonces hay homogeneidad ambiental, pero si tienen diferentes especies indica que el ambiente es heterogéneo. Los estimadores más comunes se basan en: 1) La similitud o disimilitud como Jaccard, Sorenson (evalúan a través de presencia-ausencia) y Sorenson cuantitativo; 2) El reemplazo de especies, aquí destacan los índices de Whittaker, Cody, Routledge y Magurran (Halffter et al., 2001; Moreno, 2001).

La *diversidad gamma* es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Halffter, 1998 y Whittaker, 1972, citado por Moreno, 2001).

La evaluación de la diversidad puede darse a diferentes niveles, sin embargo, la medida más frecuentemente utilizada es el número de especies (Whittaker, 1972, citado por Halffter, 1998; Moreno, 2001).

Existen diversos estudios que evalúan la diversidad florística de los ecosistemas semiáridos, entre ellos:

Rojas et al. (2013) estimaron la riqueza florística de un matorral xerófilo en Tecozautla, Hidalgo, con base en el cociente género/especie, propuesto por Rzedowski. La riqueza florística observada fue de 479 especies, muy similar a la riqueza estimada, la cual fue de 429. A nivel genérico establecieron la similitud florística usando el coeficiente de Preston comparando con la Barranca de Tolantongo, Valle de Actopan ambas en Hidalgo y Valle de Santiago, Guanajuato, encontrando una similitud de 43, 70.9 y 60.2% respectivamente.

Gordon y Newton (2006) evaluaron la riqueza florística en ocho áreas de bosque tropical seco en Oaxaca encontrando una riqueza de especies muestreada (en parcelas 6 x 50 m) de 141; Utilizaron dos métodos no paramétricos para estimar la riqueza, ICE y Chao 2, los cuales arrojaron estimaron una riqueza de 157 y 161 especies respectivamente. Para estimar la similitud de especies usaron el índice de Jaccard, el cual demostró que existe mayor similitud media (0.49) del sitio 6, con excepción del sitio 8, que al compararlo se encontró una similitud de 0.16.

Ramírez et al. (1998) evaluaron la similitud de especies entre las comunidades sucesionales de zacatonal (ZAC), matorral (MAT), bosque incipiente (BIN), bosque sucesional intermedio (BSI), bosque de encino (BE) y bosque de niebla (BN) por medio del índice de Jaccard. El análisis de similitud con datos de presencia-ausencia de las comunidades permitió obtener un gradiente definido por tres grupos. El Grupo I se formó con las comunidades de ZAC y MAT que comparten 58% de similitud. El Grupo II incluye el BIN y el BSI, cuya composición florística fue compartida en 52% y el Grupo III, constituido por BN y BE, presentó 57% de semejanza entre ambas comunidades.

Justificación

Existe una controversia en cuanto a los impactos del fuego sobre el desarrollo de los bosques de pino en México (Rzedoswki, 2006), esclarecer esto, toma una gran relevancia en bosques de *Pinus cembroides* donde el fuego es recurrente.

El uso de quemadas planeadas asume que la mayoría de las especies del bosque son tolerantes al fuego y que la quema tendrá un efecto mínimo sobre la diversidad. Sin embargo, adaptaciones comunes como la serótina, los brotes epicórmicos, el rebrote de rizomas y la germinación iniciada por humo son encontradas en ecosistemas considerados susceptibles a los incendios (Matlack, 2013), es por ello que el medir la diversidad florística y llevar a cabo una cuidadosa inspección de la estructura y composición de los bosques de *Pinus cembroides* puede dar varias señales, no solo concernientes a la posibilidad de incendios futuros, sino también al régimen histórico de incendios en una región y ayudará a establecer criterios referente al uso del fuego, teniendo la posibilidad de evitar catástrofes de carácter económico, biológico y social.

Tener conocimiento exacto de las comunidades vegetales ante este disturbio, permitirá realizar un aprovechamiento correcto de los recursos, además de corregir las decisiones incorrectas.

Con base en lo anterior, se plantean las siguientes interrogantes:

- ¿Cuál es la riqueza florística en bosques de *Pinus cembroides-Juniperus flaccida*?
- ¿Los incendios forestales ocasionan una mayor riqueza en bosques de *Pinus cembroides-Juniperus flaccida*?
- ¿Los incendios generan un incremento en la diversidad beta entre zonas afectadas y no afectadas por incendio?

Hipótesis general

Los bosques de *Pinus cembroides*–*Juniperus flaccida* son considerados dependientes del fuego, por lo que los incendios incrementan la riqueza de especies en zonas afectadas y la diversidad beta es mayor entre zonas postincendios en contraste con la diversidad beta de zonas afectadas y no afectadas por incendio.

Hipótesis particulares

- Se ha registrado una riqueza florística baja en ecosistemas semiáridos, por lo que la riqueza de bosques de *Pinus-Juniperus* será pobre.
- Los incendios eliminan los estratos vegetales de los ecosistemas, lo que genera nuevos hábitats y favorece la riqueza de especies.
- Los incendios forestales alteran las condiciones ambientales lo que provoca una mayor diversidad florística beta elevada entre zonas postincendio.

Objetivo general

Evaluar la riqueza, composición florística y diversidad florística beta en bosques de *Pinus cembroides*–*Juniperus flaccida*, afectados y no afectados por incendios, para obtener bases en las estrategias de control del fuego.

Objetivos particulares

- Estimar la riqueza y composición florística de bosques de *Pinus cembroides* en zonas de bosque afectadas y no afectadas por incendios.
- Obtener índices de diversidad alfa y beta en bosques de pino piñonero afectados y no afectados por incendios forestales.
- Determinar la influencia de los incendios forestales sobre la riqueza florística de bosque piñonero.

Zona de estudio

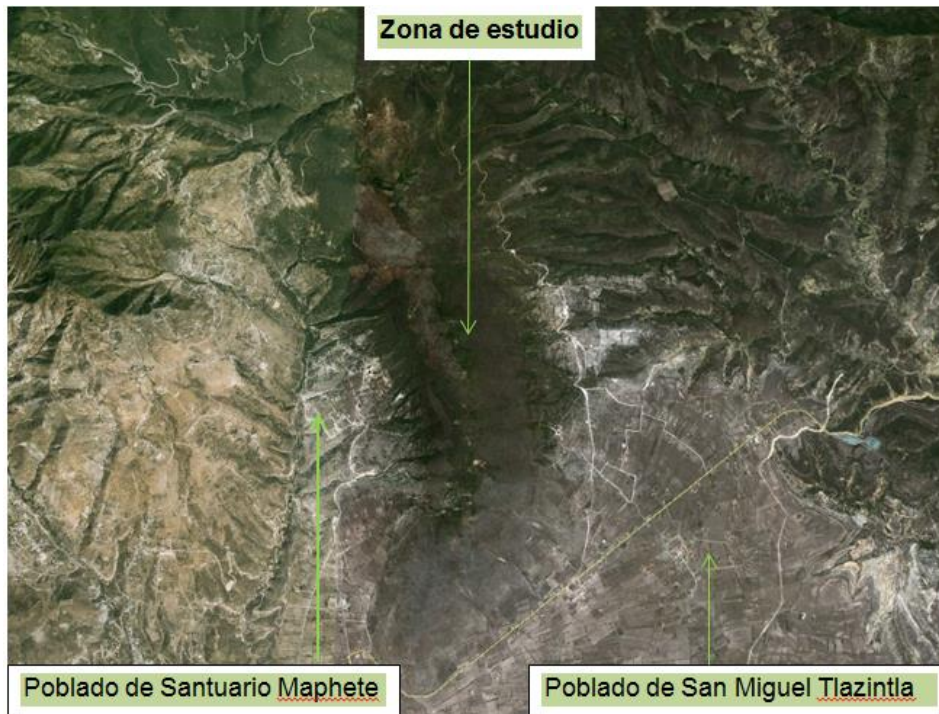
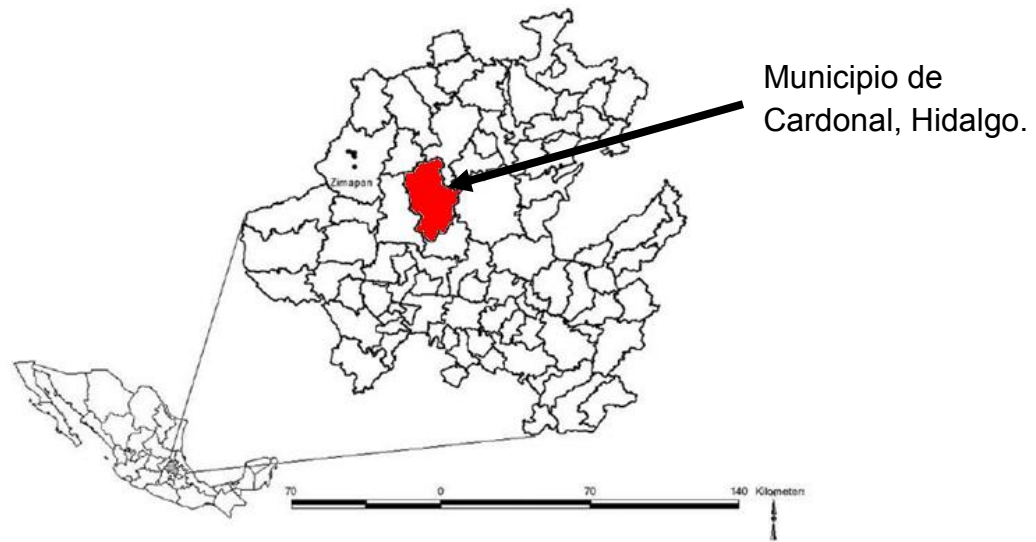


Figura 1. Zona de estudio, municipio de Cardonal, Hidalgo.

Ubicación geográfica. La zona de estudio se encuentra en el cerro “La Soledad”, una elevación topográfica a 5 km del municipio Cardonal en el estado de Hidalgo, entre los poblados de San Miguel Tlazintla y Santuario Maphete (Figura 1). Las coordenadas geográficas de la zona de estudio son 99° 07' 28'' y 99° 05' 44'' longitud Oeste. 20° 37' 11'' y 20° 37' 56'' latitud Norte.

Topografía. La elevación se encuentra entre 2,100 y 2700 m de altitud, entre los poblados de San Miguel Tlazintla y Santuario Maphete, donde existe una vía terrestre transitable todo el tiempo (INEGI, 2001).

Clima. Corresponde al tipo BS₁kw''(w), lo que se interpreta que en la temporada de estiaje (meses de noviembre a abril) presenta un rango de temperatura que va de 6 – 21 °C. La precipitación varía de 75 – 100 mm, con episodios de 0 a 29 días. En los meses de diciembre, enero y febrero ocurren en promedio de 1 – 8 heladas. Los vientos predominantes durante la estación seca están dados por un barlovento ubicado al Noroeste de la elevación, el cual origina vientos con una frecuencia de 29% hacia el Norte, 10% hacia el Noreste, 35% hacia el Este, 10% hacia el Sureste y 15% hacia el Sur (INEGI, 1985).

En época de lluvias (meses de mayo a octubre) existe un rango de temperatura que va de 12 – 24 °C. La precipitación es de 500 – 625 mm, con episodios de 60 a 89 días en promedio. Los vientos predominantes en la temporada de lluvias, están dados por un barlovento ubicado en la parte alta y Noreste de la elevación, dirigiendo el viento con una frecuencia del 40% hacia el Norte, 5% hacia el Noroeste, 12.5% hacia el Este, 5% hacia el Sureste y 30% hacia el Sur (INEGI, 1985).

Respecto de la precipitación media anual CONAGUA (2014) reporta 388 mm.

Geología. En la mayor parte del área se encuentra roca caliza (sedimentaria) del periodo Cretácico inferior en una pequeña porción del área ubicada en la parte baja de la elevación, al Suroeste hay presencia de conglomerado (roca sedimentaria) del periodo terciario superior (INEGI, 1983a).

Edafología. El suelo predominante en la mayor parte del área es Litosol, con Rendzina como suelo secundario, con una clase textural media. Una pequeña área ubicada en la parte baja Suroeste, se encuentran suelos predominantes por Rendzinas, más Litosol como suelo secundario, con clase textural media y una fase física petrocálcica (INEGI, 1983b).

Vegetación. El bosque dominante es de *Pinus cembroides* acompañado de *Juniperus flaccida*. Es importante recalcar que el bosque de pino se localiza entre dos tipos de vegetación contrastantes, los cuales son matorral xerófilo y bosques de pino y encino más húmedos (Ángeles, 1984).

Material y métodos

Clasificación y caracterización ecológica de zonas afectadas y no afectadas por incendios

En una primera visita se realizó un recorrido del área con apoyo de ejidatarios que estuvieron presentes durante el incendio para ubicar áreas con diferente grado de afectación. Se determinaron las zonas postincendio conforme a lo sugerido por CONAFOR (2010) (incendio subterráneo, superficial y de copa). En las visitas posteriores se midió la altura de la cicatriz dejada por el fuego para determinar la intensidad de los incendios superficiales de acuerdo a la clasificación de Shetinsky y Sergeenko (1996, citado por Kasischke y Stoks, 2000). La intensidad en los incendios de copa se clasificó de acuerdo al porcentaje de la copa afectada ($\leq 25\%$ baja intensidad; 26-50% intensidad media y 51-100% intensidad severa). Con estos criterios y el tiempo transcurrido desde el incendio, se clasificaron las siguientes zonas.

- a) *Bosque no afectado (BNA)*. No se encuentran indicios del paso del fuego.
- b) *Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad en 2011 (BIS)*. Éstos afectan combustibles vivos y muertos como pastizales, hojas, ramas, ramillas, arbustos o pequeños árboles de regeneración natural o plantación, troncos, humus, entre otros. La cicatriz del fuego está presente solo en el fuste principal, sin llegar a las ramas del dosel.
- c) *Bosque afectado por incendio de copa severo en 2011 (BIC)*. También comienzan en forma superficial, pero en este caso, las llamas avanzan primero sobre el nivel del suelo y se propagan por continuidad vertical, es decir, escalan vegetación dispuesta hacia arriba que sirve de combustible en escalera hacia las copas de los árboles. La cicatriz se presenta tanto en el fuste principal, así como en las ramas del dosel arbóreo.
- d) *Bosque afectados por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53)*. Esta zona actualmente es un matorral de *Flourensia resinosa*, sin embargo fue elegida ya que los habitantes reportaron la ocurrencia de un incendio en 1961.

Se analizaron fotografías proporcionadas por los habitantes que fueron tomadas durante el incendio para interpretar la forma y ubicación de las zonas afectadas.

Caracterización ecológica

En cada punto de muestreo se realizó una caracterización ecológica donde se tomaron los siguientes datos:

Registro de incendio: Altura en metros de la cicatriz dejada por el fuego.

Posición topográfica: Ladera alta, ladera media, ladera baja, barranca y galería.

Exposición: Norte (N), Noreste (NE), Este (E), Sureste (SE), Sur (S), Suroeste (SW), Oeste (W) y Noroeste (NW)

Micro relieve: Plano, ondulado o accidentado.

Pendiente: En porcentaje (%)

Hojarasca: Porcentaje (%).

Material fino desnudo: Porcentaje (%).

Gravas y rocas desnudas: Porcentaje (%).

Vegetación: Porcentaje (%).

Erosión: Porcentaje (%).

Vegetación: De acuerdo a la clasificación de Rzdeowski (2006).

Muestreo de vegetación

En cada zona se realizaron muestreos de vegetación, la distancia entre los diferentes puntos de cada zona fue de 50 metros aproximadamente, siguiendo un rumbo aleatorio, de acuerdo a la experiencia de Mejía (2004), en otros bosques de piñoneros.

Para el muestreo del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo se utilizó el método de cuadros empotrados: 1000 m², 100 m² y 1 m² respectivamente como lo recomienda CONAFOR (2011)

Se establecieron un total de 17, 28 y 115 muestreos para los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, distribuidos de la siguiente manera:

- Estrato arbóreo: Se establecieron ocho, cuatro y dos puntos de muestreo para BNA, BIS y BIC respectivamente. No hay presencia de árboles en BIC53, por lo que en esta zona no se muestreo dicho estrato.
- Estrato arbustivo: Se establecieron ocho, cinco, seis y nueve cuadros en BNA, BIS, BIC y BIC53 respectivamente.
- Estrato herbáceo: Se establecieron 26, 37, 45 y 7 cuadros para BNA, BIS, BIC y BIC53 respectivamente.

Estrato arbóreo. Para cada ejemplar se midió la altura de la cicatriz dejada por el fuego. Para la estructura se midió densidad, frecuencia y se tomaron datos dasométricos de altura, cobertura y diámetro a la altura del pecho (DAP). Clasificando el DAP de los árboles en intervalos de 5 cm. Se colectaron y prensaron muestras botánicas necesarias para identificación taxonómica.

Estrato arbustivo y herbáceo. Se determinó la densidad, frecuencia y cobertura de todas las plantas presentes, y se recolectaron las partes vegetales necesarias para su determinación taxonómica.

La densidad se registró contando el número de individuos dentro de la unidad de muestreada. Se midió el diámetro de la copa de los individuos, posteriormente por fórmula del área de círculo se obtuvo la cobertura de cada especie. Con los datos anteriores obtuvo un

dendrograma utilizando Stata para agrupar a los sitios muestreados, con el fin de validar la clasificación de zonas por tipo de incendio.

Para la toma general de datos se utilizó: GPS, altímetro, cinta métrica, flexómetro, cuerdas de 10 m, papel periódico, prensa botánica y bitácora de campo.

Identificación de especies y cotejo de ejemplares

La identificación taxonómica de las especies colectadas en campo se realizó en el herbario de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (FEZA), por medio de bibliografía especializada.

Los ejemplares colectados e identificados se cotejaron con especímenes del herbario FEZA y MEXU.

La ortografía correcta de los nombres científicos así como las autoridades de los taxa se validaron con la base de datos de Tropicos Missouri Botanical Garden (consultado en enero de 2014).

Obtención de valores ecológicos

Para obtener los datos ecológicos de la vegetación en cada estrato de cada zona, se utilizaron las siguientes fórmulas:

a) Densidad absoluta

$$Dt = \frac{\text{Núm. de individuos de una especie}}{\text{Núm. de muestreos}}$$

b) Densidad relativa

$$Dr = \frac{\text{densidad de una especie}}{\text{densidad total de las especies}} \times 100$$

c) Cobertura total

$$Da = \frac{\text{cobertura de una especie}}{\text{área muestreada}} \times 100$$

d) Cobertura relativa

$$Dom. R = \frac{\text{cobertura de una especie}}{\text{cobertura total de las especies}} \times 100$$

e) Frecuencia absoluta

$$Fa = \frac{\text{Núm. de ocurrencia de una especie}}{\text{Núm. total de sitios muestreados}}$$

f) Frecuencia relativa

$$Fr = \frac{\text{frecuencia de una especie}}{\text{frecuencia total de las especies}} \times 100$$

g) Valor de importancia

$$V.I. = (Dr + Dom.R + Fr) / 3$$

Obtención de Índices de diversidad

Riqueza florística. Se construyó una matriz de presencia/ausencia de las especies registradas y con el programa EstimateSwin820 se obtuvieron gráficas de curvas de acumulación de especies y variación de la riqueza florística. Con el mismo software se estimó la riqueza de especies en bosques afectados y no afectados por incendios forestales utilizando los índices no paramétricos Jackknife 1 y Chao 2 como lo recomienda Palmer (1990, citado por Moreno, 2001) y López-Gómez y Williams-Linera (2006). Sumado a los estimadores anteriores también se utilizó el estimador Bootstrap debido a que no toma en cuenta la proporción de unidades de muestreo que contiene cada especie, lo cual es útil en áreas cuyas dimensiones y unidades de muestreo son diferentes entre sí.

Similitud florística. Se elaboró una matriz de similitud para calcular el índice de Jaccard entre las zonas muestreadas, como lo recomienda (Raucho-González et al., 2013) para lo cual se utilizó la siguiente fórmula:

$$IJ = \frac{a}{a + b + c}$$

Dónde:

a= Número de especies compartidas.

b= Número de especies ganadas.

c= Número de especies pérdidas.

La diversidad beta se calculó con la siguiente fórmula

$$\beta = 1 - IJ$$

También se utilizó el índice de Magurran.

$$\beta = (a + b)(1 - IJ)$$

Dónde:

β = Diversidad beta

a= Número de especies del sitio A

IJ= índice de Jaccard

b= Número de especies del sitio B

Resultados

Análisis estructural

Tanto en BNA, BIS y BIC, el estrato arbóreo corresponde con una asociación *Juniperus flaccida-Pinus cembroides*, donde la densidad promedio de árboles fue similar (177 tallos-ha⁻¹). La estructura diamétrica fue similar y las categorías diamétricas con mayor número de individuos se localizaron entre 10 y 15 cm, seguida de 15 a 20 cm con 45 y 36 representantes respectivamente y se registraron individuos de más de 45 cm (Cuadro 1, 2 y 3). La especie de los individuos muertos se infirió por el tipo de corteza. El BIC53 no presentó estrato arbóreo.

Cuadro 1. Número de individuos promedio por clases diamétricas del bosque no afectado. Vivo (V), muerto (M).

BNA Especie	Estado	Densidad ind·ha ⁻¹	Número de individuos por hectárea con diámetro								
			< 5	5 - 10	10-15	15 - 20	20 - 25	25 -30	30 -35	35 -40	> 40
<i>Juniperus flaccida</i>	V	82	3	9	20	21	14	3	6	0	6
<i>Pinus cembroides</i>	V	40	0	14	15	7	4	0	0	0	0
<i>Pinus cembroides</i>	M	10	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus greggii</i>	V	13	13	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus deserticola</i>	V	10	0	1	1	4	3	1	0	0	0
<i>Quercus glaucooides</i>	V	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhus standleyi</i>	V	18	4	10	3	0	0	1	0	0	0
<i>Sophora secundiflora</i>	V	3	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Total		180	25	35	49	33	21	5	6	0	6

Cuadro 2. Número de individuos promedio por clases diamétricas del bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad. Vivo (V), muerto (M).

BIS Especie	Estado	Densidad ind·ha ⁻¹	Número de individuos por hectárea con diámetro								
			< 5	5 - 10	10 - 15	15-20	20-25	25 -30	30 -35	35 -40	> 40
<i>Buddleja cordata</i>	V	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Juniperus flaccida</i>	V	135	2	3	13	35	42	25	10	0	5
<i>Juniperus flaccida</i>	M	30	0	0	8	6	6	5	5	0	0
<i>Quercus frutex</i>	V	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Total		173	2	3	21	44	48	35	15	0	5

Cuadro 3. Número de individuos promedio por clases diamétricas del bosque afectado por incendio de copa severo. Vivo (V), muerto (M).

BIC Especie	Estado	Densidad ind·ha ⁻¹	Número de individuos por hectárea con diámetro								
			<5	5 - 10	10 - 15	15 - 20	20 - 25	25 -30	30 -35	35 -40	> 40
<i>Juniperus flaccida</i>	V	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Quercus frutex</i>	V	4	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Juniperus flaccida.</i>	M	174	2	14	66	32	26	14	10	4	6
Total		180	2	14	66	32	28	14	10	6	8

Riqueza florística.

Se obtuvo una riqueza total (BNA, BIS, BIC y BIC53) de 129 especies pertenecientes a 90 géneros y 42 familias (Cuadro 4). Las familias mejor representadas son Asteraceae con 20 géneros y 24 especies, le siguen las familias Fabaceae con 7 géneros, 15 especies y Cactaceae con 6 géneros y 13 especies. Destaca la presencia de una especie parásita (*Cuscuta glabrior*) y dos epífitas, *Tillandsia recurvata* y *T. usneoides*.

La Figura 2 muestra una curva de acumulación de especies en donde los índices de Bootstrap, Jackknife 1 y Chao2 indican que la riqueza máxima estimada varía de 155 a 217 especies, lo que representa una eficiencia de colecta aproximada 68% (Figura 2).

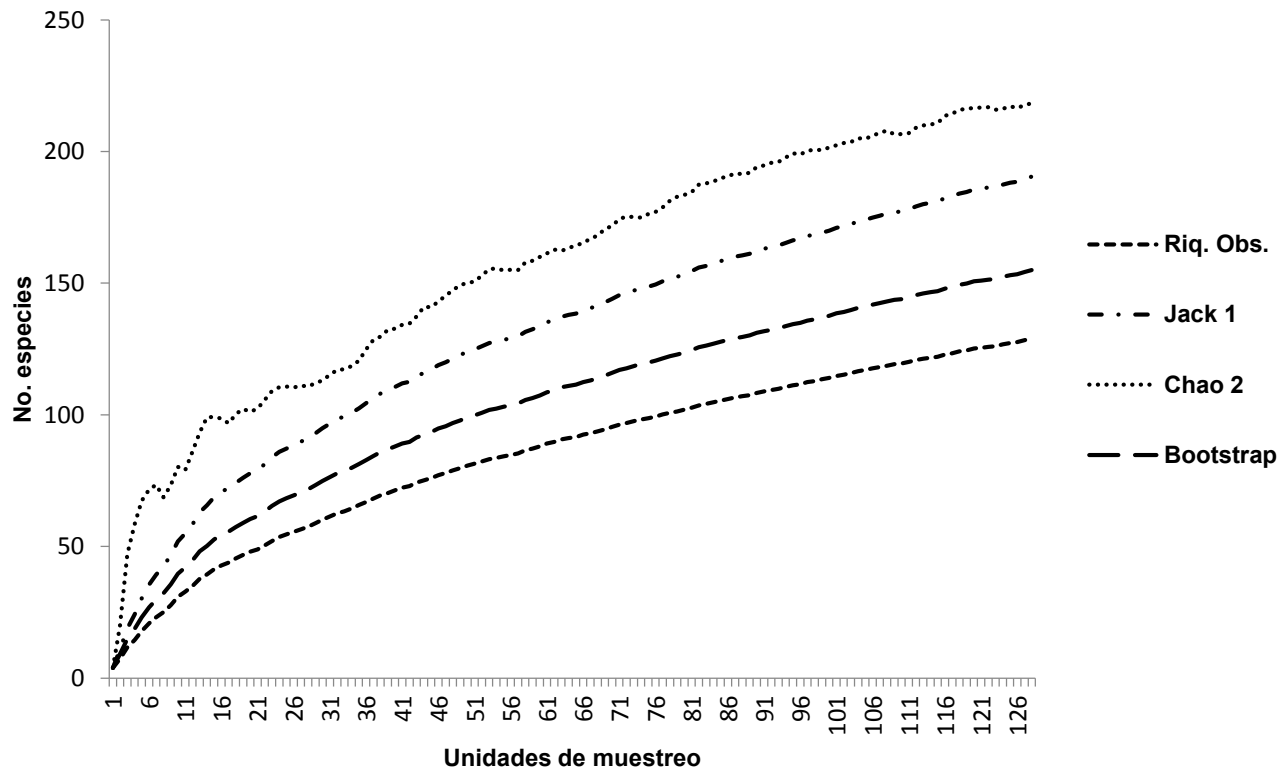


Figura 2. Riqueza total de especies observadas y estimación máxima de riqueza

Composición florística de cada condición de bosque: no afectado y afectado por incendio

Para identificar las diferencias en la composición florística de las zonas estudiadas, se estructuró el Cuadro 4, en el que se presentan las especies identificadas y con una "X" se indica su presencia.

Cuadro 4. Listado florístico. Presencia (X) y ausencia de las especies en las zonas: Bosque no afectado (BNA), Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), Bosque afectado por incendio de copa severo (BIC) y Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53).

Familias y especies	BNA	BIS	BIC	B53
Acanthaceae				
<i>Pseuderanthemum praecox</i> (Benth.) Leonard	X	X		
Amaranthaceae				
<i>Chenopodium graveolens</i> Willd.			X	
Anacardiaceae				
<i>Rhus standleyi</i> F.A. Barkley	X	X	X	
<i>Rhus terebinthifolia</i> Schlttdl. & Cham.	X			
Apocynaceae				
<i>Mandevilla torosa</i> (Jacq.) Woodson.	X			
<i>Asclepias notha</i> W.D. Stevens			X	
Asparagaceae				
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck.	X		X	
<i>Echeandia mexicana</i> Cruden.			X	
Asteraceae				
<i>Ageratum corymbosum</i> Zuccagni.	X			
<i>Baccharis conferta</i> Kunth.	X			
<i>Bidens odorata</i> Cav.			X	
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray		X	X	
<i>Chaetopappa ericoides</i> (Torr.) G.L. Nesom.	X			
<i>Chrysactinia mexicana</i> A. Gray	X			
<i>Conyza gnaphalioides</i> Kunth			X	
<i>Coreopsis mutica</i> DC.	X	X	X	
<i>Dugesia mexicana</i> A. Gray	X			
<i>Eupatorium deltoideum</i> Jacq.	X			
<i>Eupatorium espinosarum</i> A. Gray	X			
<i>Eupatorium schaffneri</i> Sch. Bip. ex B.L. Rob.		X		
<i>Flourensia resinosa</i> (Brandege) S.F. Blake	X			X
<i>Haplopappus venetus</i> (Kunth) S.F. Blake	X	X		
<i>Lactuca serriola</i> L.		X	X	
<i>Pinaropappus roseus</i> (Less.) Less		X	X	
<i>Psacalium peltatum</i> (Kunth) Cass.		X	X	

Cuadro 4. Continuación

Familias y especies	BNA	BIS	BIC	B53
<i>Psacalium sinuatum</i> (Cerv.) H. Rob. & Brettell.		X		
<i>Senecio barba-johannis</i> DC.			X	
<i>Senecio salignus</i> DC.			X	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	X		X	
<i>Stevia clinopodioides</i> Greenm.	X			
<i>Tridax coronopifolia</i> (Kunth) Hemsl.		X		
<i>Verbesina heterocarpa</i> Blake.	X			
Berberidaceae				
<i>Berberis hartwegii</i> Benth.		X		
<i>Berberis ilicina</i> (Schltdl.) Hemsl.	X			
<i>Berberis incerta</i> (Fedde) Marroq.	X			
<i>Berberis pallida</i> Benth.	X	X	X	
Brassicaceae				
<i>Lepidium schaffneri</i> Tell.			X	
<i>Lepidium virginicum</i> L.	X	X		
Bromeliaceae				
<i>Hechtia podantha</i> Mez.	X			
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	X			
<i>Tillandsia usneoides</i> (L.) L.	X			
Cactaceae				
<i>Cephalocereus senilis</i> (Haw.) Pfeiff.	X			
<i>Cylindropuntia cholla</i> (F.A.C.Weber) F.M.Knuth				X
<i>Echinocactus platyacanthus</i> Link & Otto.	X			X
<i>Echinocereus cinerascens</i> Lem.				X
<i>Mammillaria compressa</i> DC.				X
<i>Mammillaria elongata</i> DC.	X			
<i>Mammillaria sempervivi</i> DC.				X
<i>Opuntia glaucescens</i> Salm-Dyck.	X			
<i>Opuntia heliabravoana</i> Scheinvar.				X
<i>Opuntia robusta</i> J.C. Wendl.	X			
<i>Opuntia sp1</i> Mill.	X			
<i>Opuntia sp2</i> Mill.		X		
<i>Opuntia sp3</i> Mill.	X			
Caprifoliaceae				
<i>Valeriana urticifolia</i> Kunth		X	X	

Cuadro 4. Continuación.

Familias y especies	BNA	BIS	BIC	B53
Caryophyllaceae				
<i>Drymaria laxiflora</i> Benth.		X		
<i>Sagina saginoides</i> (L.) H. Karts.		X		
<i>Scopulophila parryi</i> (Hemsl.) I.M. Johnst.	X			
Cleomaceae				
<i>Polanisia uniglandulosa</i> (Cav.) DC.				X
Commelinaceae				
<i>Commelina pallida</i> Willd.	X	X	X	
Convolvulaceae				
<i>Cuscuta glabrior</i> (Engelm.) Yunck.	X			
<i>Ipomoea orizabensis</i> (G. Pelletan) Ledeb. ex Steud.	X	X	X	
Crassulaceae				
<i>Sedum batallae</i> Barocio.	X			
Cupressaceae				
<i>Juniperus flaccida</i> Schltldl.	X	X	X	
Ericaceae				
<i>Comarostaphylis polifolia</i> (Kunth) Zucc. ex Klotzsch.	X			
Euphorbiaceae				
<i>Acalypha indica</i> L.	X	X		
<i>Euphorbia anychioides</i> Boiss.		X		
Fabaceae				
<i>Astragalus guatemalensis</i> var. <i>brevidentatus</i> (Hemsl.) Barneby		X		
<i>Astragalus mollissimus</i> Torr.		X		
<i>Astragalus quinqueflorus</i> S. Watson	X			
<i>Dalea bicolor</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	X			X
<i>Dalea zimapanica</i> S. Schauer		X		
<i>Macroptilium atropurpureum</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Urb.	X	X		
<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ort.		X	X	X
<i>Mimosa depauperata</i> Benth.				X
<i>Mimosa texana</i> (A. Gray) Small			X	
<i>Phaseolus leptostachyus</i> Benth.		X		

Cuadro 4. Continuación.

Familias y especies	BNA	BIS	BIC	B53
<i>Senna crotalarioides</i> (Kunth.) H.S. Irwin & Barneby.			X	
<i>Senna guatemalensis</i> (Donn. Sm.) H.S. Irwin & Barneby	X			
<i>Senna racemosa</i> (Mill.) H.S. Irwin & Barneby			X	
<i>Senna wislizeni</i> (A. Gray) H.S. Irwin & Barneby		X	X	
<i>Sophora secundiflora</i> (Ortega) Lag. ex. DC.	X			X
Fagaceae				
<i>Quercus deserticola</i> Trel.	X			
<i>Quercus frutex</i> Trel.		X	X	
<i>Quercus glaucoides</i> M. Martens & Galeotti	X			
Lamiaceae				
<i>Salvia amarissima</i> Ort.	X	X		
<i>Salvia keerlii</i> Benth.	X		X	
<i>Salvia melissodora</i> Lag.	X			
<i>Salvia mexicana</i> L. var. <i>mexicana</i> .	X	X	X	
<i>Salvia microphylla</i> var. <i>neurepia</i> (Fernald) Epling			X	X
<i>Salvia polystachya</i> Ort.			X	
<i>Satureja macrostema</i> (Moc. & Sessé ex Benth) Briq.	X			
Liliaceae				
<i>Calochortus exilis</i> J.H. Painter.	X			
Malvaceae				
<i>Hibiscus elegans</i> Standl.	X			
Nyctaginaceae				
<i>Allionia choisyi</i> Standl.	X	X		
<i>Boerhavia diffusa</i> L.		X	X	
<i>Pisonia sp</i> L.	X	X		
Orobanchaceae				
<i>Lamourouxia sp</i> Kunth	X			
Oxalidaceae				
<i>Oxalis decaphylla</i> Kunth			X	
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	X	X	X	
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	X	X	X	X

Cuadro 4. Continuación.

Familias y especies	BNA	BIS	BIC	B53
Phytolaccaceae				
<i>Phytolacca americana</i> L.			X	
<i>Phytolacca icosandra</i> L.			X	
Pinaceae				
<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	X		X	X
<i>Pinus greggii</i> Englem. ex Parl.	X			
Plantaginaceae				
<i>Maurandya barclayana</i> Lindl.		X		
Polygalaceae				
<i>Polygala compacta</i> Rose.	X	X		
Primulaceae				
<i>Anagallis arvensis</i> L.	X			
Ranunculaceae				
<i>Ranunculus praemorsus</i> H.B.K. ex DC.		X	X	
Resedaceae				
<i>Reseda luteola</i> L.			X	
Rosaceae				
<i>Amelanchier denticulata</i> (Kunth) K. Koch	X	X	X	
<i>Cercocarpus fothergilloides</i> Kunth			X	
<i>Lindleya mespiloides</i> Kunth	X			
<i>Xerospiraea hartwegiana</i> (Rydb.) Henrickson	X			
Rubiaceae				
<i>Bouvardia longiflora</i> (Cav.) Kunth		X	X	
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schlttdl.			X	
<i>Crusea diversifolia</i> (Kunth) W.R. Anderson.	X			
<i>Galium uncinulatum</i> DC.		X		
Rutaceae				
<i>Sargentia greggii</i> S. Watson	X			

Cuadro 4. Continuación.

Familias y especies	BNA	BIS	BIC	B53
Scrophulariaceae				
<i>Buddleja cordata</i> Kunth		X		
<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth		X	X	
Solanaceae				
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J. L. Gentry.		X		
<i>Lycianthes moziniana</i> (Dunal) Bitter.		X	X	
Verbenaceae				
<i>Citharexylum oleinum</i> (Benth. ex Lindl.) Moldenke	X			
<i>Lantana hispida</i> Kunth	X	X	X	
<i>Verbena elegans</i> Kunth	X	X	X	
<i>Verbena menthifolia</i> Benth.	X			
<i>Priva mexicana</i> (L.) Pers.	X	X	X	
Violaceae				
<i>Hybanthus verbenaceus</i> (Kunth) Loes			X	
Número total de especies	73	51	50	15

Agrupamiento de tipos de condición

El análisis de agrupamiento (Figura 3) muestra que los sitios BNA presentan una composición florística similar, sin embargo BNA6 y BNA8 están separados y aún más lejano el punto BN7.

Los sitios BIS conforman un grupo similar, pero destaca BIS9 que se encuentra aparte. Los sitios BIC conforman otro grupo, sin embargo el sitio BIC13 se encuentra alejado. Los sit

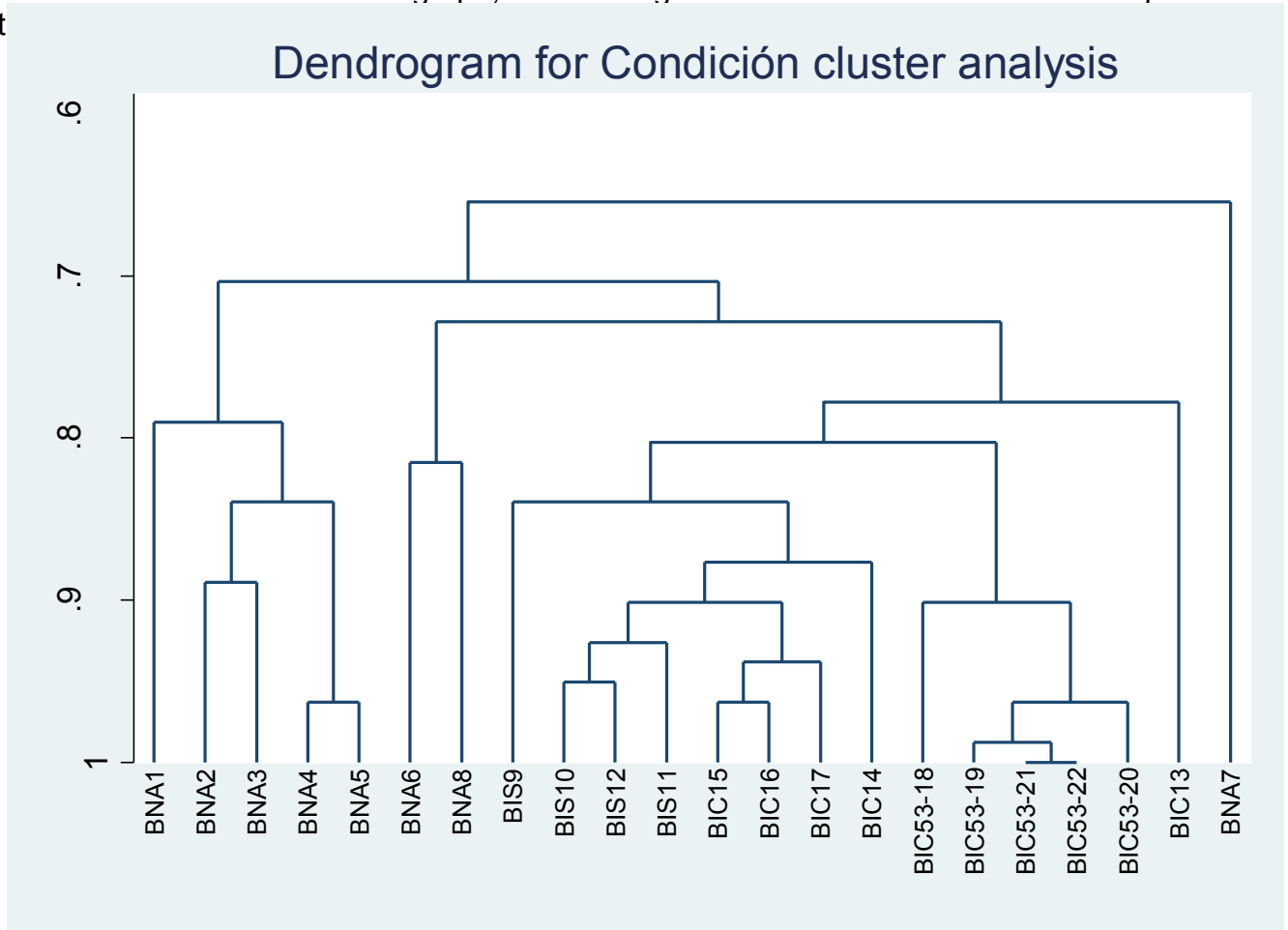


Figura 3. Dendrograma que muestra el agrupamiento de los sitios de estudio ubicados en el cerro “La Soledad”, municipio de Cardonal, Hidalgo.

Caracterización ecológica de zonas de estudio.

Bosque no afectado.

Este bosque se ubica a lo largo del gradiente altitudinal (2100-2700 m de altitud) de la ladera, con exposiciones: E, SE, SW, W y NW, microrelieve ondulado, con pendientes de 20 a 50%. La vegetación cubre un 30%, el material fino y suelo desnudo cubre aproximadamente un 40%, la hojarasca un 10% y gravas y rocas el 20%.

Estrato arbóreo (Figura 4). Presentó un intervalo de altura entre 0.6-7 m, la mayoría de individuos en una hectárea (50) se encuentran en la clase altimétrica de 4-5 m (Figura 5). La altura promedio es 4 m. Este estrato está compuesto por ocho especies, de las cuales, *Juniperus flaccida* y *Pinus cembroides* son dominantes, constituyen el 40% de la cobertura y representan más del 75% del valor de importancia (VI) (51.54% y 18.78% respectivamente), en una relación aproximada de 2:1. Es importante mencionar la presencia de dos epifitas: *Tillandsia recurvata* y *T. usneoides*. Dentro de la estructura vegetal destaca la forma arbórea de individuos generalmente arbustivos: *Sophora secundiflora* y *Rhus standleyi*. También se registró la presencia de ocho individuos de *Pinus cembroides* muertos probablemente por déficit hídrico, ya que no se encontró vestigio de incendio o de alguna plaga en los troncos. También se detecta la existencia de *Pinus greggii*, una especie introducida en reforestaciones que contribuye con el 4.70% del valor de importancia (Cuadro 5).



Figura 4. Estrato arbóreo de bosque de *Juniperus flaccida*-*Pinus cembroides* no afectado.

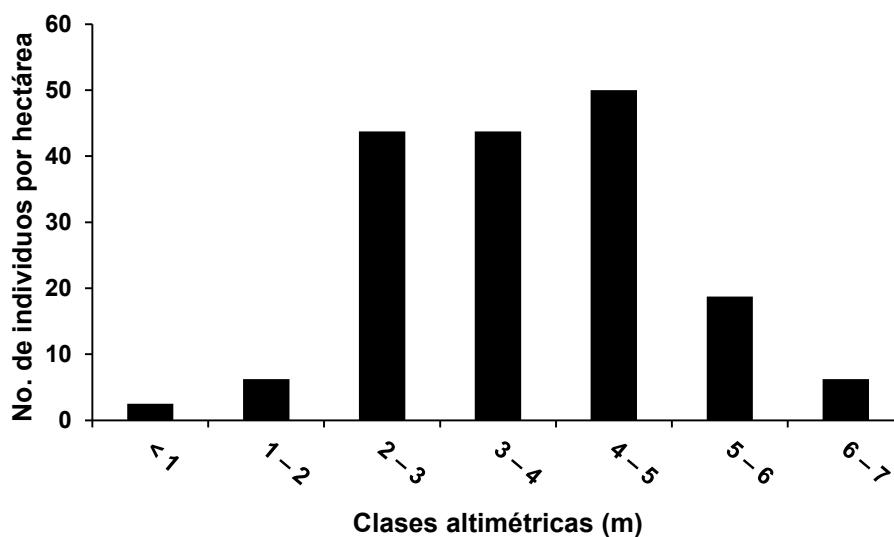


Figura 5. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbóreo en el bosque no afectado.

Cuadro 5. Valores ecológicos del estrato arbóreo para el bosque no afectado

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / #muestreos	# ocurrencia / # muestreos		-----%-----			
<i>Juniperus flaccida</i>	4.36	8.25	1.00	29.58	46.81	42.11	65.73	51.55
<i>Pinus cembroides</i>	3.84	4.00	0.38	8.05	22.70	15.79	17.88	18.79
<i>Rhus standleyi</i>	3.50	1.25	0.25	3.00	7.09	10.53	6.67	8.10
<i>Quercus deserticola</i>	4.40	1.00	0.25	3.27	5.67	10.53	7.28	7.83
<i>Pinus greggii</i>	2.59	1.38	0.13	0.47	7.80	5.26	1.05	4.70
<i>Pinus cembroides</i> muerto	4.00	1.00	0.13	0.00	5.67	5.26	0.00	3.65
<i>Quercus glaucooides</i>	3.00	0.38	0.13	0.81	2.13	5.26	1.81	3.07
<i>Sophora secundiflora</i>	2.77	0.38	0.13	0.35	2.13	5.26	0.78	2.72

Estrato arbustivo (Figura 6). Presentó 29 especies. El intervalo de altura es de 0.5-6.5 m, la mayoría de individuos en una hectárea (1050) se encuentran en la clase altimétrica de 1.5-2 m (Figura 7). La altura promedio es 1.67 m. Este estrato tiene una cobertura de 15%. Los registros más elevados del VI pertenecen a *Lindleya mespiloides* (26.82%), *Flourensia resinosa* (11.39%), *Citharexylum oleinum* (9.08%) y *Eupatorium espinosarum* (6.24%) (Cuadro 6). Se encontró también la presencia de *Cephalocereus senilis*, que se encuentra en calidad de amenazada dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2010).



Figura 6. Estrato arbustivo del bosque no afectado.

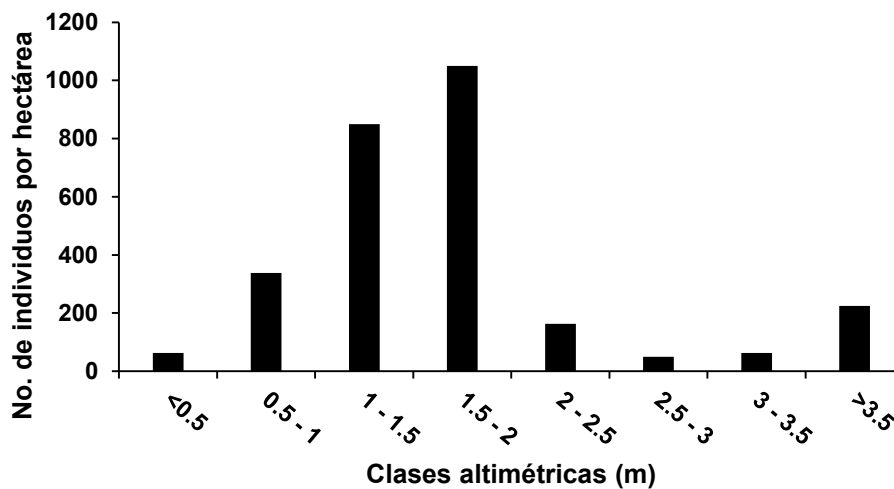


Figura 7. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque no afectado.

Cuadro 6. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque no afectado.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / #muestreos	# ocurrencia / # muestreros		-----%			
<i>Lindleya mespiloides</i>	3.38	3.75	0.50	9.07	13.70	7.27	59.49	26.82
<i>Flourensia resinosa</i>	1.49	5.50	0.50	1.04	20.09	7.27	6.81	11.39
<i>Citharexylum oleinum</i>	1.43	2.38	0.50	1.73	8.68	7.27	11.31	9.09
<i>Eupatorium espinosarum</i>	1.50	2.13	0.63	0.28	7.76	9.09	1.85	6.24
<i>Comarostaphylis polifolia</i>	1.88	1.25	0.50	0.68	4.57	7.27	4.46	5.43
<i>Rhus terebinthifolia</i>	1.03	1.38	0.38	0.34	5.02	5.45	2.21	4.23
<i>Dalea bicolor</i>	1.08	1.63	0.25	0.34	5.94	3.64	2.23	3.94
<i>Berberis ilicina</i>	1.70	1.38	0.38	0.07	5.02	5.45	0.45	3.64
<i>Rhus standleyi</i>	1.48	0.63	0.38	0.13	2.28	5.45	0.83	2.86
<i>Eupatorium deltoideum</i>	1.60	1.75	0.13	0.03	6.39	1.82	0.23	2.81
<i>Baccharis conferta</i>	1.70	0.75	0.13	0.52	2.74	1.82	3.43	2.66
<i>Sophora secundiflora</i>	1.90	0.63	0.25	0.13	2.28	3.64	0.84	2.25
<i>Berberis pallida</i>	1.38	0.50	0.25	0.13	1.83	3.64	0.85	2.11
<i>Haplopappus venetus</i>	1.35	0.63	0.13	0.19	2.28	1.82	1.25	1.78
<i>Verbesina heterocarpa</i>	2.00	0.25	0.25	0.08	0.91	3.64	0.51	1.69
<i>Coreopsis mutica</i>	1.50	0.63	0.13	0.13	2.28	1.82	0.88	1.66
<i>Lantana hispida</i>	1.70	0.50	0.13	0.04	1.83	1.82	0.26	1.30
<i>Pisonia sp</i>	1.20	0.38	0.13	0.04	1.37	1.82	0.24	1.14
<i>Xerospirea hartwegiana</i>	1.90	0.13	0.13	0.06	0.46	1.82	0.38	0.89
<i>Senna guatemalensis</i>	0.70	0.13	0.13	0.06	0.46	1.82	0.36	0.88
<i>Opuntia sp3</i>	0.50	0.13	0.13	0.04	0.46	1.82	0.23	0.83
<i>Opuntia glaucescens</i>	1.5	0.13	0.13	0.03	0.46	1.82	0.19	0.82
<i>Cephalocereus senilis</i>	6.5	0.13	0.13	0.02	0.46	1.82	0.15	0.81
<i>Opuntia robusta</i>	1.04	0.13	0.13	0.02	0.46	1.82	0.16	0.81
<i>Sargentia greggii</i>	1.40	0.13	0.13	0.03	0.46	1.82	0.16	0.81
<i>Amelanchier denticulata</i>	1.45	0.13	0.13	0.01	0.46	1.82	0.06	0.78
<i>Berberis incerta</i>	0.90	0.13	0.13	0.01	0.46	1.82	0.08	0.78
<i>Salvia keerlii</i>	1.8	0.13	0.13	0.01	0.46	1.82	0.06	0.78
<i>Satureja macrostema</i>	0.65	0.13	0.13	0.00	0.46	1.82	0.01	0.76

Estrato herbáceo (Figura 8). Presentó 39 especies. El intervalo de altura es de 0.05-1.7 m, la mayoría de individuos en una hectárea (8846) se encuentran en la clase altimétrica de 0.10-0.20 m (Figura 9). La altura promedio es 0.39 m. Este estrato cubre 3% de la superficie, dispuesta principalmente como pequeños manchones en los claros. Los valores de importancia más altos del estrato herbáceo, pertenecen a las especies del género *Oxalis* spp. con 20.22%, seguidas de *Allionia choisyi*, *Commelina pallida* y *Priva mexicana* con 6.41% cada una; los otros componentes vegetales de este estrato se mantuvieron constantes con valores por abajo de 4%. Se detectó una planta parasita, *Cuscuta glabrior*, cuyo hospedero preferido en la zona es *Coreopsis mutica* (Cuadro 7). Así mismo se registró la presencia de *Echinocactus platyacanthus*, especie sujeta a protección especial bajo la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2010).



Figura 8. Muestreo en el estrato herbáceo del Bosque no afectado

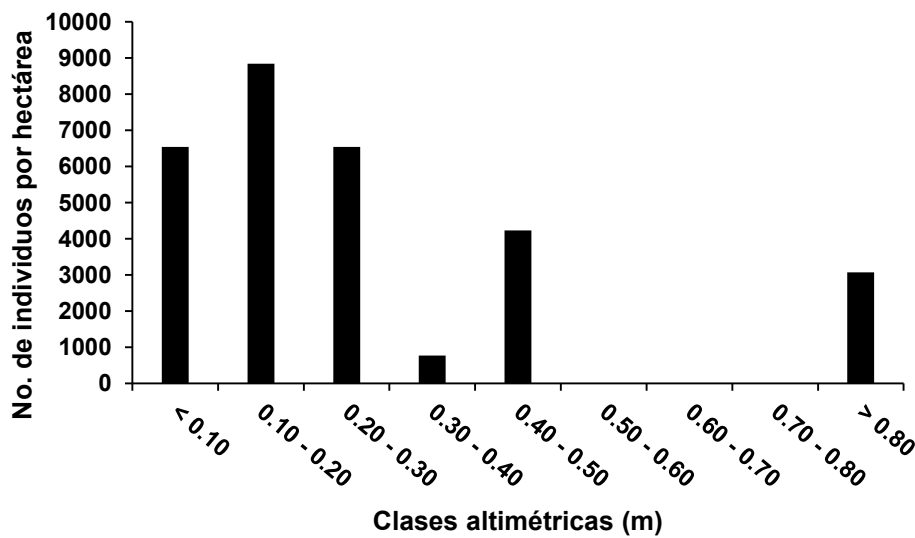


Figura 9. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque no afectado.

Cuadro 7. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque no afectado.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind / #muestreos	# ocurrencia / # muestreros	-----%				
<i>Oxalis pes-caprae</i>	0.15	0.31	0.31	3.08	10.26	10.26	9.75	10.09
<i>Oxalis latifolia</i>	0.17	0.27	0.27	2.69	8.97	8.97	8.53	8.83
<i>Allionia choisyi</i>	0.30	0.19	0.19	1.35	6.41	6.41	4.27	5.70
<i>Commelina pallida</i>	0.30	0.19	0.19	0.96	6.41	6.41	3.05	5.29
<i>Ipomoea orizabensis</i>	0.50	0.12	0.12	2.31	3.85	3.85	7.31	5.00
<i>Agave salmiana</i>	1.50	0.04	0.04	3.85	1.28	1.28	12.19	4.92
<i>Cuscuta glabrior</i>	0.05	0.04	0.04	3.85	1.28	1.28	12.19	4.92
<i>Priva mexicana</i>	0.50	0.19	0.19	0.58	6.41	6.41	1.83	4.88
<i>Salvia mexicana</i> L. var. <i>mexicana</i> .	1.70	0.08	0.08	2.31	2.56	2.56	7.31	4.15
<i>Salvia amarissima</i>	0.50	0.12	0.12	1.15	3.85	3.85	3.66	3.78
<i>Polygala compacta</i>	0.10	0.12	0.12	0.69	3.85	3.85	2.19	3.30
<i>Tillandsia recurvata</i>	0.10	0.12	0.12	0.58	3.85	3.85	1.83	3.17
<i>Astragalus quinqueflorus</i>	0.05	0.04	0.04	1.92	1.28	1.28	6.09	2.89
<i>Acalypha indica</i>	0.10	0.08	0.08	0.19	2.56	2.56	0.61	1.91
<i>Calochortus exilis</i>	0.20	0.08	0.08	0.15	2.56	2.56	0.49	1.87
<i>Crusea diversifolia</i>	0.15	0.08	0.08	0.15	2.56	2.56	0.49	1.87
<i>Sonchus oleraceus</i>	0.30	0.08	0.08	0.15	2.56	2.56	0.49	1.87
<i>Lepidium virginicum</i>	0.25	0.08	0.08	0.08	2.56	2.56	0.24	1.79
<i>Salvia melissodora</i>	1.50	0.04	0.04	0.65	1.28	1.28	2.07	1.55
<i>Hechtia podantha</i>	0.40	0.04	0.04	0.58	1.28	1.28	1.83	1.46
<i>Hibiscus elegans</i>	0.05	0.04	0.04	0.58	1.28	1.28	1.83	1.46
<i>Macroptilium atropurpureum</i>	1.20	0.04	0.04	0.58	1.28	1.28	1.83	1.46
<i>Anagallis arvensis</i>	0.15	0.04	0.04	0.38	1.28	1.28	1.22	1.26
<i>Chrysactinia mexicana</i>	0.20	0.04	0.04	0.38	1.28	1.28	1.22	1.26
<i>Tillandsia usneoides</i>	1.00	0.04	0.04	0.38	1.28	1.28	1.22	1.26
<i>Mammillaria elongata</i>	0.15	0.04	0.04	0.27	1.28	1.28	0.85	1.14
<i>Verbena elegans</i>	0.15	0.04	0.04	0.27	1.28	1.28	0.85	1.14
<i>Verbena menthifolia</i>	0.15	0.04	0.04	0.27	1.28	1.28	0.85	1.14
<i>Ageratum corymbosum</i>	0.30	0.04	0.04	0.19	1.28	1.28	0.61	1.06
<i>Opuntia sp1</i>	0.30	0.04	0.04	0.19	1.28	1.28	0.61	1.06
<i>Echinocactus platyacanthus</i>	0.25	0.04	0.04	0.15	1.28	1.28	0.49	1.02
<i>Dugesia mexicana</i>	0.10	0.04	0.04	0.12	1.28	1.28	0.37	0.98
<i>Mandevilla torosa</i>	1.00	0.04	0.04	0.12	1.28	1.28	0.37	0.98
<i>Scopulophila parryi</i>	0.05	0.04	0.04	0.12	1.28	1.28	0.37	0.98
<i>Stevia clinopodioides</i>	0.35	0.04	0.04	0.12	1.28	1.28	0.37	0.98
<i>Chaetopappa ericoides</i>	0.10	0.04	0.04	0.08	1.28	1.28	0.24	0.94
<i>Lamourouxia sp</i>	1.00	0.04	0.04	0.04	1.28	1.28	0.12	0.90
<i>Pseuderanthemum praecox</i>	0.10	0.04	0.04	0.04	1.28	1.28	0.12	0.90
<i>Sedum batallae</i>	0.07	0.04	0.04	0.02	1.28	1.28	0.06	0.88

Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad

La altura promedio de la cicatriz dejada por el paso del fuego en esta área fue de 0.74 m y varió de 0.25 m hasta 0.8 m (Figura 10 y 11). Este sitio se ubicó en la parte media alta de la ladera, con una exposición SW, microrrelieve accidentado y pendientes del 50 al 60%. La vegetación cubre un 20% de la superficie al igual que la hojarasca, el material fino y suelo desnudo cubren el 10% y las gravas y rocas representan el 50% restante.

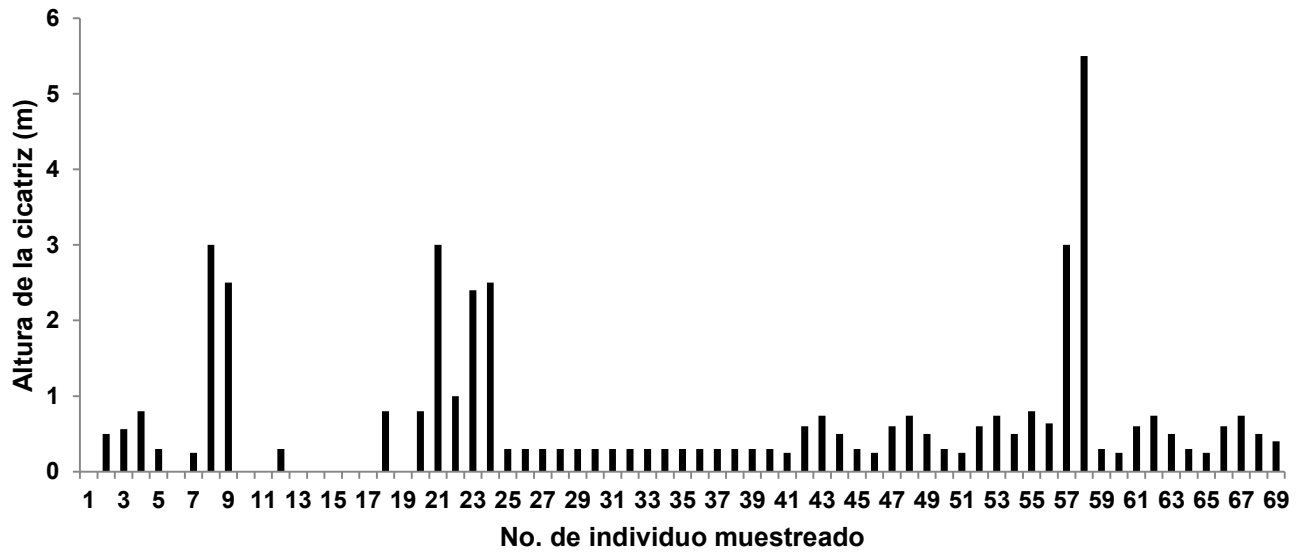


Figura 10. Altura de la cicatriz dejada por el fuego en los individuos arbóreos del bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Estrato arbóreo. Presentó una riqueza de tres especies. El intervalo de altura es de 0.34 – 7 m, la mayoría de individuos en una hectárea (65) se encuentran en la clase altimétrica de 4 – 5 m (Figura 12). La altura promedio es 4 m y corresponde con un bosque de *Juniperus flaccida*, quien presenta el 89% de valor de importancia, incluyendo la presencia de 12 árboles muertos con DAP de 0.11 a 0.22 m y alturas de 3 a 5 m con vestigios de incendio en copa. Se registraron dos individuos aislados de *Quercus frutex*, uno de *Buddleja cordata* y varios de *J. flaccida* (Cuadro 8). No se encontró regeneración natural de *Pinus cembroides* ni de *Juniperus flaccida*.



Figura 11. Árboles afectados por incendio superficial de baja intensidad. **Derecha:** *Juniperus flaccida* muerto a causa del incendio. **Izquierda:** Cicatriz dejada por el fuego en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

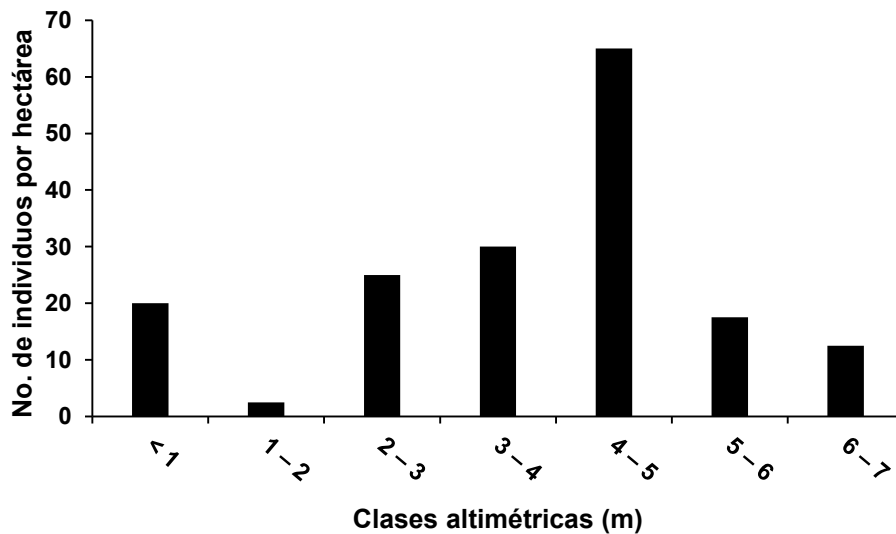


Figura 12. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbóreo en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Cuadro 8. Valores ecológicos del estrato arbóreo para el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / # muestreo	# ocurrencia / # muestreos	-----%-----				
<i>Juniperus flaccida</i>	4.15	13.50	1.00	66.30	78.26	44.44	93.09	71.93
<i>Juniperus flaccida</i> muertos	4.20	3.00	0.75	0.00	17.39	33.33	0.00	16.91
<i>Quercus frutex</i>	5.00	0.50	0.25	4.33	2.90	11.11	6.08	6.70
<i>Buddleja cordata</i>	2.00	0.25	0.25	0.59	1.45	11.11	0.83	4.46

Estrato arbustivo (Figura 13). Se registraron 15 especies cuyo intervalo de altura es entre 0.30-2.4 m, la mayoría de individuos en una hectárea (540) se encuentran en la clase altimétrica de 1-1.5 m (Figura 14). La altura promedio fue de 1.32 m. La especie dominante fue *Coreopsis mutica* con un VI de 33% y en conjunto con las especies de los géneros *Berberis* y *Brickellia* conforman más del 50% del valor de importancia del estrato. (Cuadro 9).

**Figura 13.** Estrato arbustivo del bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

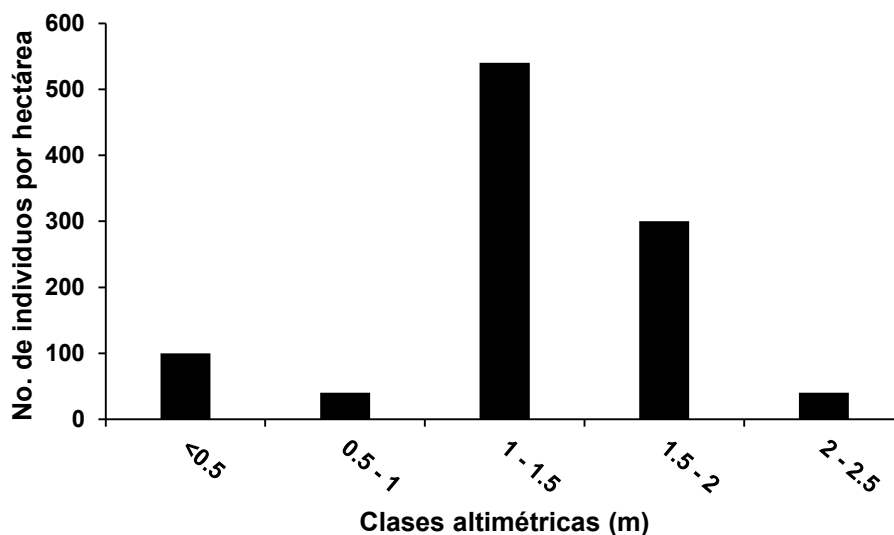


Figura 14. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Cuadro 9. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / # muestreos	# ocurrencia/ #muestreos		-----%-----			
<i>Coreopsis mutica</i>	1.53	3.00	0.80	1.74	29.41	16.67	52.59	32.89
<i>Berberis pallida</i>	1.75	0.80	0.20	0.57	7.84	4.17	17.05	9.69
<i>Berberis hartwegii</i>	1.60	1.00	0.60	0.15	9.80	12.50	4.61	8.97
<i>Brickellia veronicifolia</i>	1.50	1.00	0.20	0.31	9.80	4.17	9.48	7.82
<i>Rhus standleyi</i>	1.43	0.60	0.60	0.07	5.88	12.50	2.24	6.88
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	1.30	0.60	0.40	0.07	5.88	8.33	2.22	5.48
<i>Eupatorium schaffneri</i>	1.05	0.40	0.40	0.03	3.92	8.33	0.82	4.36
<i>Jaltomata procumbens</i>	1.50	0.60	0.20	0.09	5.88	4.17	2.59	4.21
<i>Opuntia</i> sp2	0.30	0.80	0.20	0.00	7.84	4.17	0.08	4.03
<i>Amelanchier denticulata</i>	2.40	0.40	0.20	0.08	3.92	4.17	2.43	3.50
<i>Haplopappus venetus</i>	0.60	0.20	0.20	0.08	1.96	4.17	2.29	2.81
<i>Astragalus guatemalensis</i> var. <i>brevidentatus</i>	0.50	0.20	0.20	0.06	1.96	4.17	1.71	2.61
<i>Pisonia</i> sp	1.50	0.20	0.20	0.03	1.96	4.17	0.90	2.34
<i>Dalea zimapanica</i>	1.70	0.20	0.20	0.02	1.96	4.17	0.60	2.24
<i>Buddleja sessiliflora</i>	1.20	0.20	0.20	0.01	1.96	4.17	0.39	2.17

Estrato herbáceo (Figura 15). Está representado por 33 especies cuyo intervalo de altura es de 0.05-1.7 m, la mayoría de individuos en una hectárea (8918) se encuentran en la clase altimétrica de 0.10 – 0.20 m (Figura 16). La altura promedio es 0.44 m. El género *Oxalis*, así como las especies *Bouvardia longiflora*, *Lantana hispida* y *Salvia mexicana* son los componentes principales de este estrato con el 47.2% en VI, sin embargo estas especies se manifestaron únicamente durante la época de lluvias (Cuadro 10). En la época seca, el estrato tiene una baja cobertura y las especies más conspicuas durante está fueron: *Lactuca serriola* y *Pseuderanthemum praecox*.



Figura 15. Muestreo del estrato herbáceo en bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad, el cuadro mide 1 m².

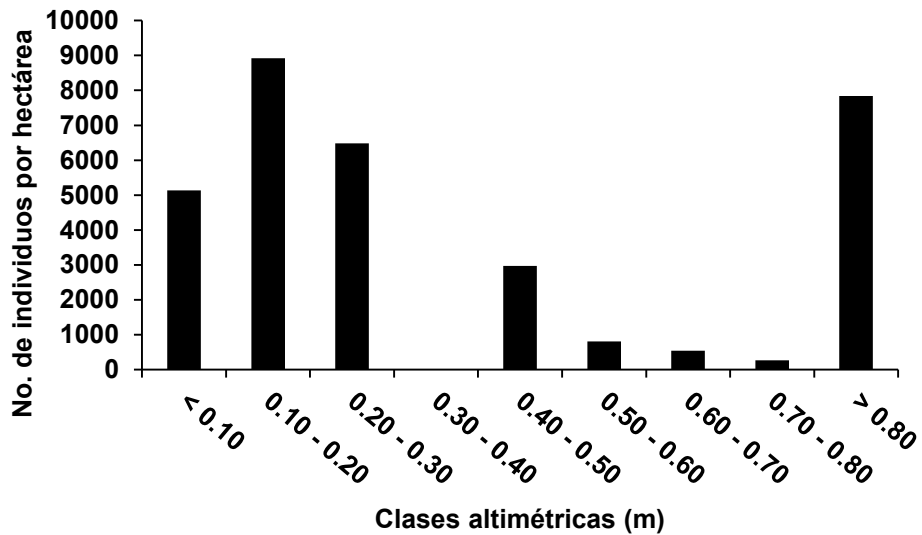


Figura 16. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Cuadro 10. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind / # muestreos	# ocurrencia / # muestreos	-----%-----				
<i>Oxalis latifolia</i>	0.17	0.38	0.38	22.70	11.48	11.48	22.70	15.22
<i>Oxalis pes-caprae</i>	0.15	0.35	0.35	21.08	10.66	10.66	21.08	14.13
<i>Salvia mexicana</i> L. var. <i>mexicana</i>	1.70	0.24	0.24	16.76	7.38	7.38	16.75	10.50
<i>Lantana hispidia</i>	0.90	0.32	0.32	3.89	9.84	9.84	3.89	7.85
<i>Commelina pallida</i>	0.30	0.19	0.19	9.46	5.74	5.74	9.46	6.98
<i>Bouvardia longiflora</i>	0.30	0.27	0.27	4.05	8.20	8.20	4.05	6.82
<i>Salvia amarissima</i>	0.50	0.19	0.19	5.68	5.74	5.74	5.67	5.72
<i>Boerhavia diffusa</i>	0.05	0.22	0.22	1.08	6.56	6.56	1.08	4.73
<i>Lycianthes moziniana</i>	0.60	0.08	0.08	3.24	2.46	2.46	3.24	2.72
<i>Priva mexicana</i>	0.50	0.11	0.11	0.54	3.28	3.28	0.54	2.37
<i>Ipomoea orizabensis</i>	0.05	0.08	0.08	1.62	2.46	2.46	1.62	2.18
<i>Senna wislizeni</i>	0.70	0.05	0.05	3.24	1.64	1.64	3.24	2.17
<i>Psacalium sinuatum</i>	1.40	0.08	0.08	0.41	2.46	2.46	0.41	1.77
<i>Allionia choisyi</i>	0.30	0.08	0.08	0.16	2.46	2.46	0.16	1.69
<i>Psacalium peltatum</i>	1.30	0.05	0.05	0.54	1.64	1.64	0.54	1.27
<i>Lactuca serriola</i>	1.00	0.05	0.05	0.38	1.64	1.64	0.38	1.22
<i>Acalypha indica</i>	0.10	0.05	0.05	0.27	1.64	1.64	0.27	1.18
<i>Valeriana urticifolia</i>	0.30	0.05	0.05	0.22	1.64	1.64	0.22	1.16
<i>Drymaria laxiflora</i>	0.20	0.05	0.05	0.16	1.64	1.64	0.16	1.15
<i>Maurandya barclayana</i>	0.05	0.03	0.03	0.95	0.82	0.82	0.95	0.86
<i>Verbena elegans</i>	0.15	0.03	0.03	0.81	0.82	0.82	0.81	0.82
<i>Ranunculus praemorsus</i>	1.70	0.03	0.03	0.68	0.82	0.82	0.68	0.77
<i>Macroptilium atropurpureum</i>	0.80	0.03	0.03	0.41	0.82	0.82	0.41	0.68
<i>Phaseolus leptostachyus</i>	0.05	0.03	0.03	0.32	0.82	0.82	0.32	0.65
<i>Astragalus mollissimus</i>	0.20	0.03	0.03	0.27	0.82	0.82	0.27	0.64
<i>Galium uncinatum</i>	0.05	0.03	0.03	0.27	0.82	0.82	0.27	0.64
<i>Euphorbia anychioides</i>	0.20	0.03	0.03	0.16	0.82	0.82	0.16	0.60
<i>Pinaropappus roseus</i>	0.30	0.03	0.03	0.16	0.82	0.82	0.16	0.60
<i>Tridax coronopifolia</i>	0.15	0.03	0.03	0.16	0.82	0.82	0.16	0.60
<i>Lepidium virginicum</i>	0.30	0.03	0.03	0.14	0.82	0.82	0.14	0.59
<i>Polygala compacta</i>	0.10	0.03	0.03	0.14	0.82	0.82	0.14	0.59
<i>Pseuderanthemum praecox</i>	0.10	0.03	0.03	0.05	0.82	0.82	0.05	0.56
<i>Sagina saginoides</i>	0.05	0.03	0.03	0.01	0.82	0.82	0.01	0.55

Bosque afectado por incendio de copa severo

En esta condición la cicatriz del fuego en el arbolado alcanzo la altura total del árbol (hasta 8 m), afectando al fuste principal y al 100% de su copa (Figura 17 y 18). Se ubica en la parte media y alta de la ladera, con exposiciones SE, SW, W y NW, el microrelieve varía de ligera a fuertemente accidentado. La vegetación cubre 35% de la superficie, mientras que el material fino y suelo desnudo 20%, 15% de hojarasca y 30% las gravas y rocas.

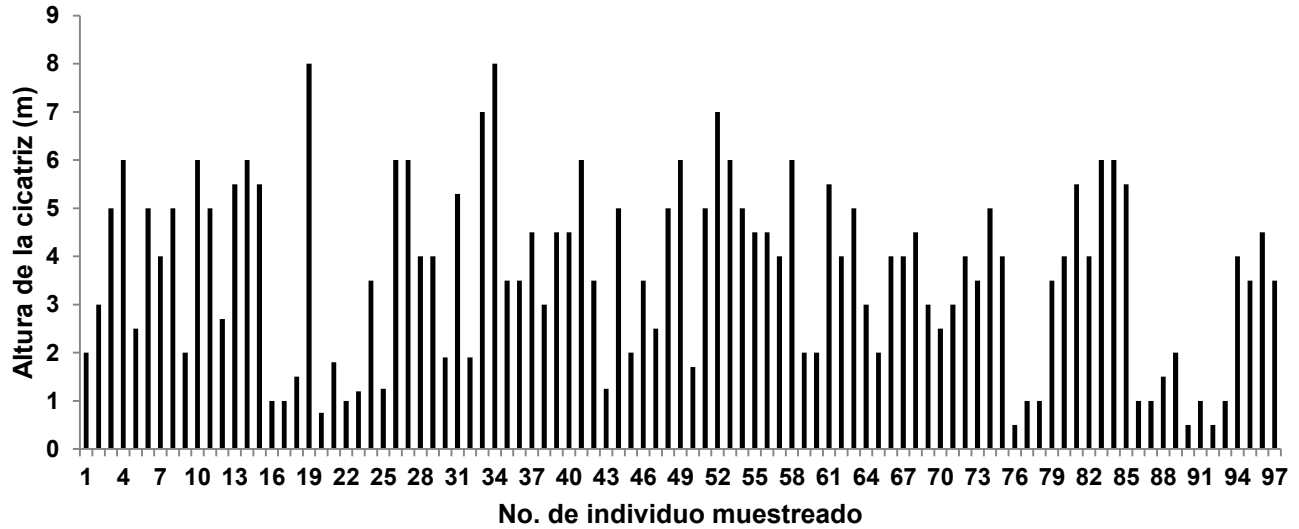


Figura 17. Altura de la cicatriz dejada por el fuego en los individuos arbóreos del bosque afectado por incendio de copa severo.

Estrato arbóreo Presentó dos especies y en general está ausente en esta condición, no obstante, resaltan a la vista árboles muertos por el incendio que son la única evidencia de la existencia del estrato arbóreo antes del paso del fuego (Figura 18). Solo se registraron dos individuos de *Quercus frutex* y uno de *Juniperus flaccida*, los cuales resistieron el incendio (Cuadro 11).



Figura 18. Vestigios del estrato arbóreo y panorama del estrato arbustivo y herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo.

Cuadro 11. Valores ecológicos de los individuos arbóreos registrados para el bosque afectado por incendio de copa.

Especie	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	# ind. / # muestreos	# ocurrencia / # muestreos		-----%-----			
Muertos	22.80	1.00	0.00	97.44	71.43	0.00	56.29
<i>Quercus frutex</i>	0.40	0.20	3.83	1.71	14.29	85.24	33.75
<i>Juniperus flaccida</i>	0.20	0.20	0.66	0.85	14.29	14.76	9.97

Estrato arbustivo (Figura 19). Está constituido por 15 especies. El intervalo de altura es de 0.4-2.3 m, la mayoría de individuos en una hectárea (20) se encuentran en la clase altimétrica de 1-1.5 m (Figura 20). La altura promedio es 1.2 m. Dos especies son dominantes *Coreopsis mutica* y *Salvia microphylla var neurepia*, registran un valor conjunto del 40% del VI, las demás especies tienen valores por debajo del 10% (Cuadro 12). Es importante recalcar el registro de solo un individuo de *Pinus greggii* en este estrato, resultado de la reforestación pero que presenta una escasa supervivencia.



Figura 19. Panorama del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio de copa severo.

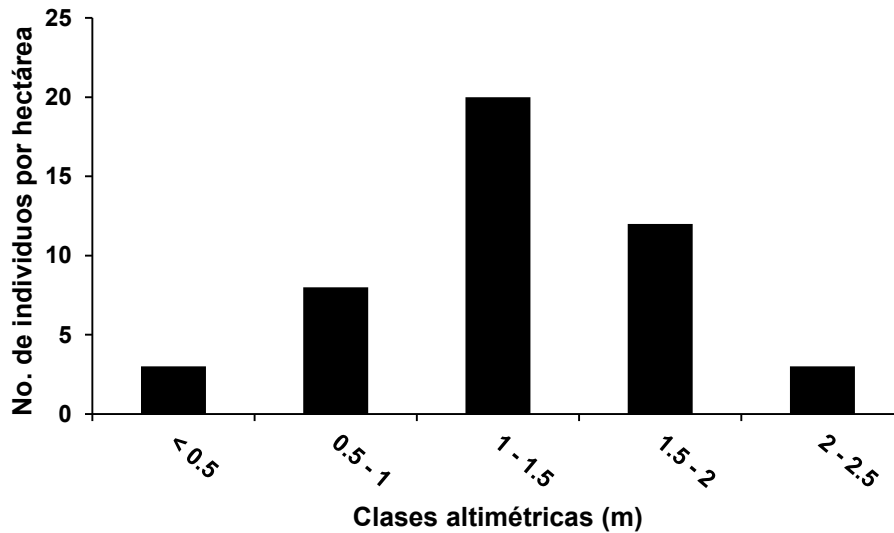


Figura 20. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio de copa severo.

Cuadro 12. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque afectado por incendio de copa severo.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / # muestreos	# ocurrencia / # muestreos	-----%-----				
<i>Coreopsis mutica</i>	1.53	2.00	0.67	0.32	26.67	15.38	31.56	24.54
<i>Salvia microphylla</i> var <i>neurepia</i>	0.98	1.33	0.83	0.25	17.78	19.23	25.42	20.81
<i>Buddleja sessiliflora</i>	1.45	0.50	0.33	0.10	6.67	7.69	9.52	7.96
<i>Rhus standleyi</i>	1.25	0.50	0.33	0.06	6.67	7.69	5.53	6.63
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	1.10	0.50	0.33	0.05	6.67	7.69	5.27	6.54
<i>Senecio barba-johannis</i>	1.75	0.83	0.17	0.02	11.11	3.85	1.98	5.65
<i>Bouvardia ternifolia</i>	0.85	0.33	0.33	0.00	4.44	7.69	0.30	4.15
<i>Berberis pallida</i>	2.25	0.17	0.17	0.05	2.22	3.85	5.33	3.80
<i>Brickellia veronicifolia</i>	0.50	0.17	0.17	0.05	2.22	3.85	5.23	3.77
<i>Cercocarpus</i> <i>fothergilloides</i>	2.30	0.17	0.17	0.04	2.22	3.85	4.23	3.43
<i>Senna racemosa</i>	1.30	0.33	0.17	0.01	4.44	3.85	1.47	3.25
<i>Salvia keerlii</i>	1.30	0.17	0.17	0.03	2.22	3.85	2.95	3.01
<i>Pinus greggii</i>	0.88	0.17	0.17	0.01	2.22	3.85	0.57	2.21
<i>Senecio salignus</i>	0.55	0.17	0.17	0.00	2.22	3.85	0.47	2.18
<i>Bouvardia longiflora</i>	0.45	0.17	0.17	0.00	2.22	3.85	0.17	2.08

Estrato herbáceo (Figura 21). Fue el estrato más diverso con 35 especies. El intervalo de altura es de 0.05 – 1.7 m, la mayoría de individuos en una hectárea (12888) se encuentran en la clase altimétrica de 0.10 – 0.20 m (Figura 22). La altura promedio es 0.60 m. *Verbena elegans*, *Oxalis latifolia* y *Bouvardia longiflora*, registraron el VI más elevado en conjunto con 47%, característica que ocurre únicamente durante la época de lluviosa (Cuadro 13). Una observación importante es el cambió en la dominancia en este estrato. En la época seca *Mimosa aculeaticarpa*, *Phytolacca americana*, *P. icosandra* y *Lactuca serriola* son dominantes fisonómicos, pero en la época de lluvias la dominancia fisonómica está representada por *Bouvardia longiflora* y las dos especies del género *Salvia*.



Figura 21. Muestreo del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo. El cuadro mide 1 m².

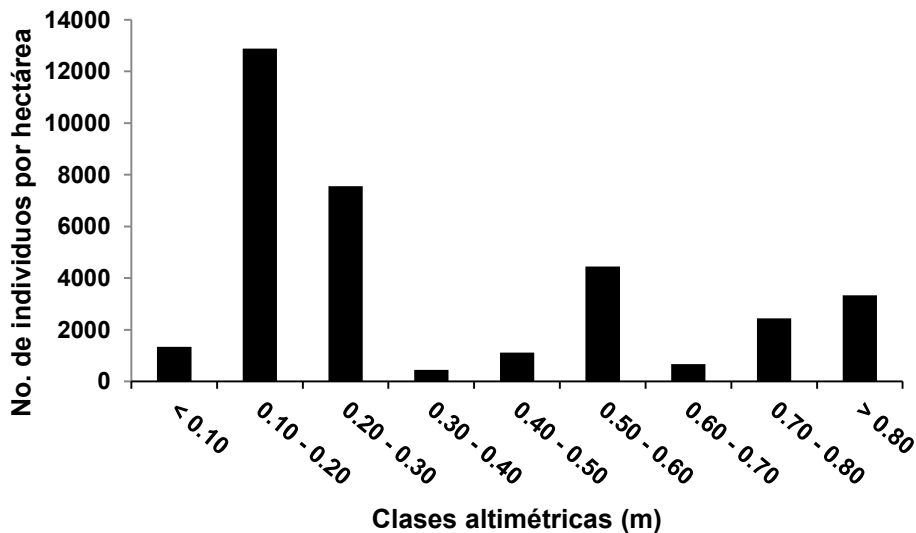


Figura 22. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo.

Cuadro 13. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque afectado por incendio de copa severo.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / # muestreos	# ocurrencia / # muestreos		-----%-----			
<i>Verbena elegans</i>	0.15	0.64	0.64	19.33	18.83	18.83	19.02	18.89
<i>Oxalis latifolia</i>	0.17	0.44	0.44	26.67	12.99	12.99	26.24	17.40
<i>Bouvardia longiflora</i>	0.30	0.42	0.42	8.44	12.34	12.34	8.31	10.99
<i>Commelina pallida</i>	0.30	0.16	0.16	10.89	4.55	4.55	10.71	6.60
<i>Lycianthes moziniana</i>	0.60	0.18	0.18	3.56	5.19	5.19	3.50	4.63
<i>Oxalis pes-caprae</i>	0.15	0.11	0.11	6.67	3.25	3.25	6.56	4.35
<i>Phytolacca americana</i>	0.60	0.16	0.16	3.89	4.55	4.55	3.83	4.31
<i>Psacalium peltatum</i>	1.40	0.16	0.16	3.11	4.55	4.55	3.06	4.05
<i>Phytolacca icosandra</i>	0.60	0.11	0.11	2.78	3.25	3.25	2.73	3.08
<i>Chenopodium graveolens</i>	0.80	0.13	0.13	0.80	3.90	3.90	0.79	2.86
<i>Oxalis decaphylla</i>	0.15	0.09	0.09	0.89	2.60	2.60	0.87	2.02
<i>Reseda luteola</i>	0.80	0.07	0.07	0.80	1.95	1.95	0.79	1.56
<i>Sonchus oleraceus</i>	0.30	0.07	0.07	0.80	1.95	1.95	0.79	1.56
<i>Senna wislizeni</i>	0.70	0.04	0.04	1.78	1.30	1.30	1.75	1.45
<i>Agave salmiana</i>	1.50	0.02	0.02	2.22	0.65	0.65	2.19	1.16
<i>Ipomoea orizabensis</i>	0.05	0.04	0.04	0.89	1.30	1.30	0.87	1.16
<i>Lantana hispida</i>	0.90	0.04	0.04	0.89	1.30	1.30	0.87	1.16
<i>Amelanchier denticulata</i>	0.40	0.04	0.04	0.67	1.30	1.30	0.66	1.08
<i>Salvia mexicana</i> L. var. <i>mexicana</i>	1.70	0.02	0.02	1.78	0.65	0.65	1.75	1.02
<i>Lactuca serriola</i>	1.00	0.04	0.04	0.31	1.30	1.30	0.31	0.97
<i>Boerhavia diffusa</i>	0.05	0.04	0.04	0.27	1.30	1.30	0.26	0.95
<i>Lepidium schaffneri</i>	0.30	0.04	0.04	0.22	1.30	1.30	0.22	0.94
<i>Priva mexicana</i>	0.50	0.04	0.04	0.22	1.30	1.30	0.22	0.94
<i>Hybanthus verbenaceus</i>	0.10	0.04	0.04	0.01	1.30	1.30	0.01	0.87
<i>Senna crotalarioides</i>	0.80	0.02	0.02	0.89	0.65	0.65	0.87	0.72
<i>Ranunculus praemorsus</i>	1.70	0.02	0.02	0.67	0.65	0.65	0.66	0.65
<i>Salvia polystachya</i>	0.50	0.02	0.02	0.67	0.65	0.65	0.66	0.65
<i>Mimosa texana</i>	0.70	0.02	0.02	0.56	0.65	0.65	0.55	0.62
<i>Bouvardia ternifolia</i>	1.20	0.02	0.02	0.27	0.65	0.65	0.26	0.52
<i>Pinaropappus roseus</i>	0.30	0.02	0.02	0.22	0.65	0.65	0.22	0.51
<i>Conyza gnaphalioides</i>	0.50	0.02	0.02	0.18	0.65	0.65	0.17	0.49
<i>Valeriana urticifolia</i>	0.30	0.02	0.02	0.16	0.65	0.65	0.15	0.48
<i>Asclepias notha</i>	0.80	0.02	0.02	0.11	0.65	0.65	0.11	0.47
<i>Bidens odorata</i>	0.30	0.02	0.02	0.04	0.65	0.65	0.04	0.45
<i>Echeandia Mexicana</i>	0.50	0.02	0.02	0.01	0.65	0.65	0.01	0.44

Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (actualmente es matorral de *Flourensia resinosa*)

En esta zona el estrato arbóreo está ausente, sin embargo se ubicó el lugar y edad donde ocurrió el siniestro por medio de entrevistas a los pobladores. La zona se encuentra en la parte terminal del cerro “La Soledad”, desde la mina, túnel correspondiente al poblado de San Miguel Tlazintla hasta la parte terminal en dirección al pueblo de Cardonal. El lugar presenta sitios con exposiciones E, SE y SW, microrelieve ondulado con pendientes de 45 – 60%. La vegetación cubre 35%, el material fino y suelo desnudo 15%, la hojarasca cubre 10% y 40% restante corresponde a gravas y rocas.

Estrato arbustivo (Figura 23). Bajo esta condición la riqueza de especies es de 9 arbustos. El intervalo de altura es de 0.7-3.5 m, la mayoría de individuos en una hectárea (25) se encuentran en la clase altimétrica de 1-1.5 m (Figura 24). La altura promedio de 1.3 m y su estructura está ligada básicamente a dos especies *Flourensia resinosa* y *Dalea bicolor* con un VI de 36.48% y 18.78%. Cabe resaltar la presencia de *Pinus cembroides* cuyo VI fue alto (11.56%), sin embargo, la existencia de esta especie es debido a la reforestaciones realizadas en 2010 (Hernández, 2013) por lo que son individuos jóvenes de baja estatura (1.18 m) que no forman un estrato arbóreo (Cuadro 14).



Figura 23. Estrato arbustivo del bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.

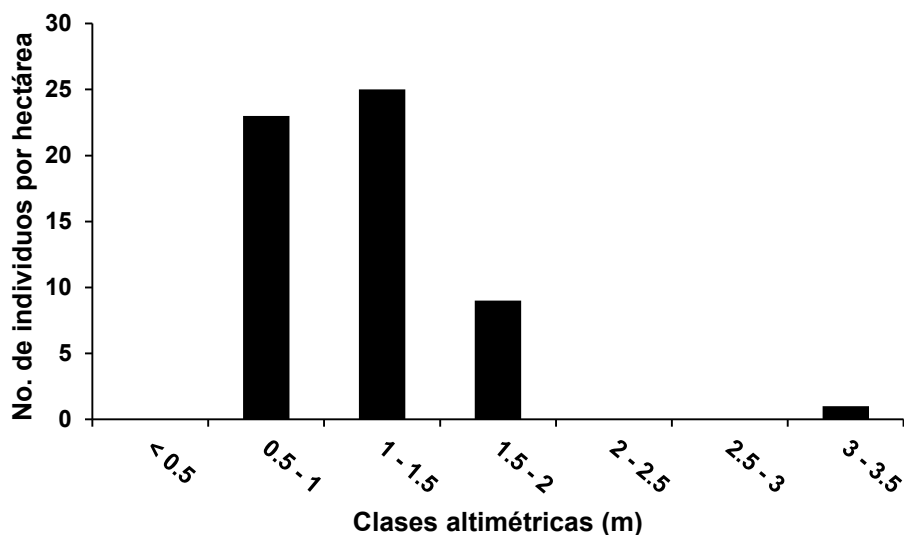


Figura 24. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato arbustivo en el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.

Cuadro 14. Valores ecológicos del estrato arbustivo para el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / #muestreos	# ocurrencia / # muestreos		-----%-----			
<i>Flourensia resinosa</i>	1.31	2.78	0.67	40.70	43.10	23.08	43.27	36.48
<i>Dalea bicolor</i>	0.72	1.56	0.56	12.23	24.14	19.23	13.00	18.79
<i>Pinus cembroides</i>	1.18	0.89	0.56	1.56	13.79	19.23	1.66	11.56
<i>Sophora secundiflora</i>	1.90	0.44	0.33	11.12	6.90	11.54	11.82	10.08
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	1.05	0.33	0.33	5.07	5.17	11.54	5.39	7.37
<i>Cylindropuntia cholla</i>	1.90	0.11	0.11	9.79	1.72	3.85	10.41	5.33
<i>Opuntia heliabravoana</i>	3.50	0.11	0.11	8.94	1.72	3.85	9.50	5.02
<i>Mimosa depauperata</i>	1.50	0.11	0.11	4.22	1.72	3.85	4.49	3.35
<i>Salvia microphylla var neurepia</i>	1.10	0.11	0.11	0.43	1.72	3.85	0.45	2.01

Estrato herbáceo (Figura 25). Registró una riqueza de seis especies. Dicho estrato es escaso y únicamente se llega a presentar en lugares aislados con uno o dos individuos cercanos. El intervalo de altura es de 0.10-0.90 m, la mayoría de individuos en una hectárea (4285) se encuentran en la clase altimétrica de 0.10-0.20 m (Figura 26). La familia Cactaceae es la más representativa de este nivel con un VI de 79% (Cuadro 15). Es importante mencionar la presencia de *Echinocactus platyacanthus*, especie sujeta protección especial bajo la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2010).



Figura 25. Estrato herbáceo del bosque afectado por incendio de copa hace 53 años.

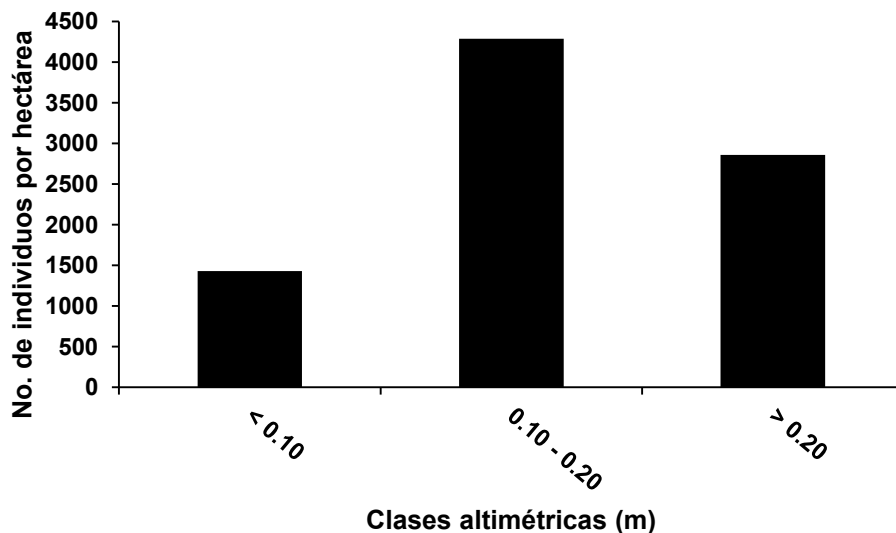


Figura 26. Número de individuos en una hectárea por clase altimétrica del estrato herbáceo en el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.

Cuadro 15. Valores ecológicos del estrato herbáceo para el bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años.

Especie	Altura promedio	Densidad absoluta	Frecuencia absoluta	Cobertura total	Densidad relativa	Frecuencia relativa	Cobertura relativa	VIR
	m	# ind. / # muestreos	# ocurrencia / # muestreos	-----%-----				
<i>Echinocactus platyacanthus</i>	0.90	0.14	0.14	12.86	14.29	14.29	47.87	25.48
<i>Mammillaria compressa</i>	0.15	0.29	0.29	3.57	28.57	28.57	13.30	23.48
<i>Echinocereus cinerascens</i>	0.20	0.14	0.14	7.14	14.29	14.29	26.60	18.39
<i>Mammillaria sempervivi</i>	0.10	0.14	0.14	2.14	14.29	14.29	7.98	12.18
<i>Polanisia uniglandulosa</i>	0.60	0.14	0.14	0.86	14.29	14.29	3.19	10.59
<i>Oxalis pes-caprae</i>	0.15	0.14	0.14	0.29	14.29	14.29	1.06	9.88

Efecto de incendios sobre la diversidad florística

De acuerdo con los estimadores, de los cuales se consideró principalmente al de Jackknife 1, ya que según Palmer (1990) es la de mayor valor predictivo, la riqueza máxima florística del estrato arbóreo fue de 9, 5, 3 y 0 especies. En BNA se registraron 7 especies y en las zonas afectadas, la riqueza se reduce a 3, 2 y 0 especies para el BIS, BIC y BIC53 respectivamente (Cuadro 16, Figura 27).

Para el estrato arbustivo la riqueza máxima se estimó en 44, 23, 22 y 12 especies. En BNA se registró 29 especies, en las zonas postincendio la riqueza se reduce a 15, 15 y 9 especies para el BIS, BIC y BIC53 respectivamente (Cuadro 16, Figura 28).

La riqueza máxima del estrato herbáceo fue de 62, 70, 73 y 58 especies. En BNA se registró una riqueza de 39 especies, para las zonas postincendio la riqueza se reduce a 33, 35 y 6 para el BIS, BIC y BIC53 (Cuadro 16, Figura 29).

Cuadro 16. Riqueza de especies observadas y estimadas en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo.

Zonas	Árboles Arbustos Herbáceas			Árboles Arbustos Herbáceas		
	No. De especies registradas			No. De especies estimadas Jackknife 1		
BNA	7	29	39	9	44	62
BIS	3	15	33	5	23	70
BIC	2	15	35	3	22	73
BIC53	0	9	6	0	12	58

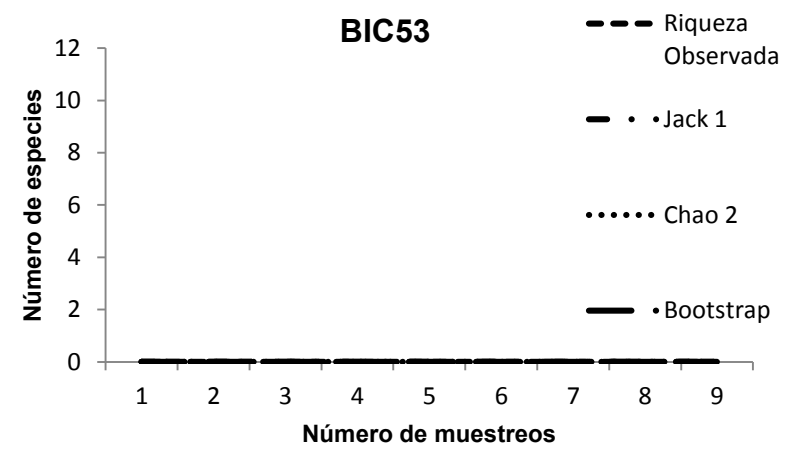
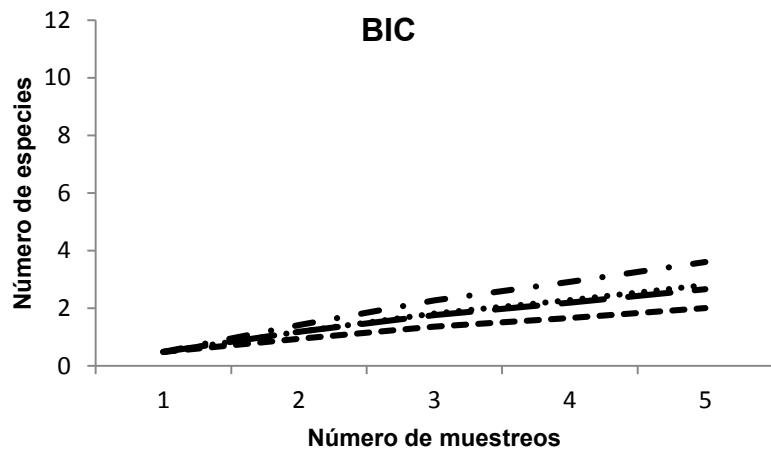
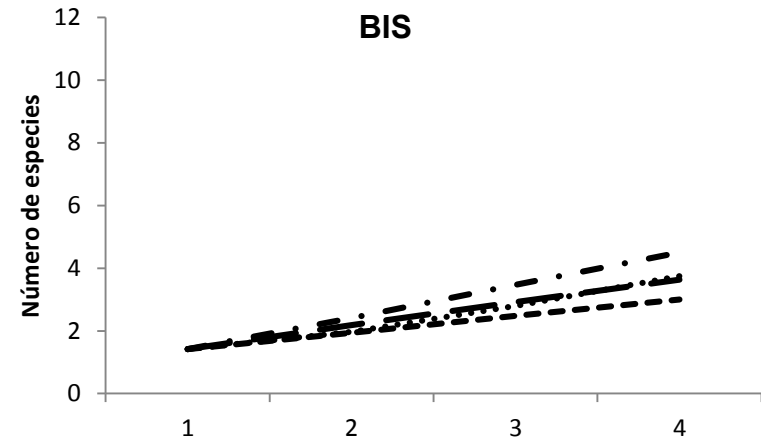
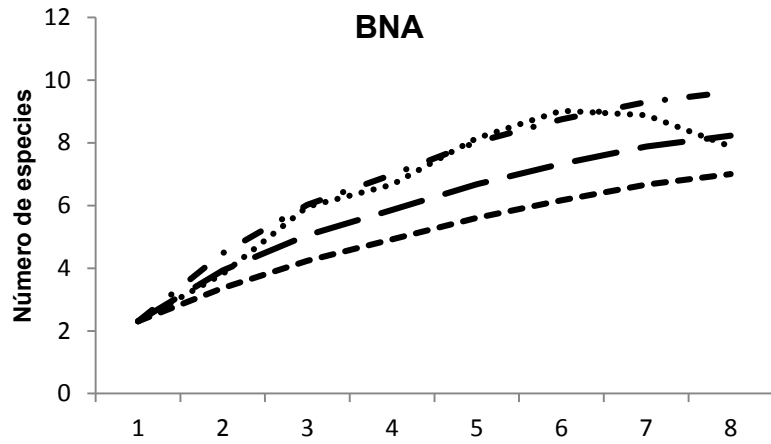


Figura 27. Efecto de los incendios sobre la riqueza del estrato arbóreo. Bosque no afectado (BNA), Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), Bosque afectado por incendio de copa severo (BIC) y Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53).

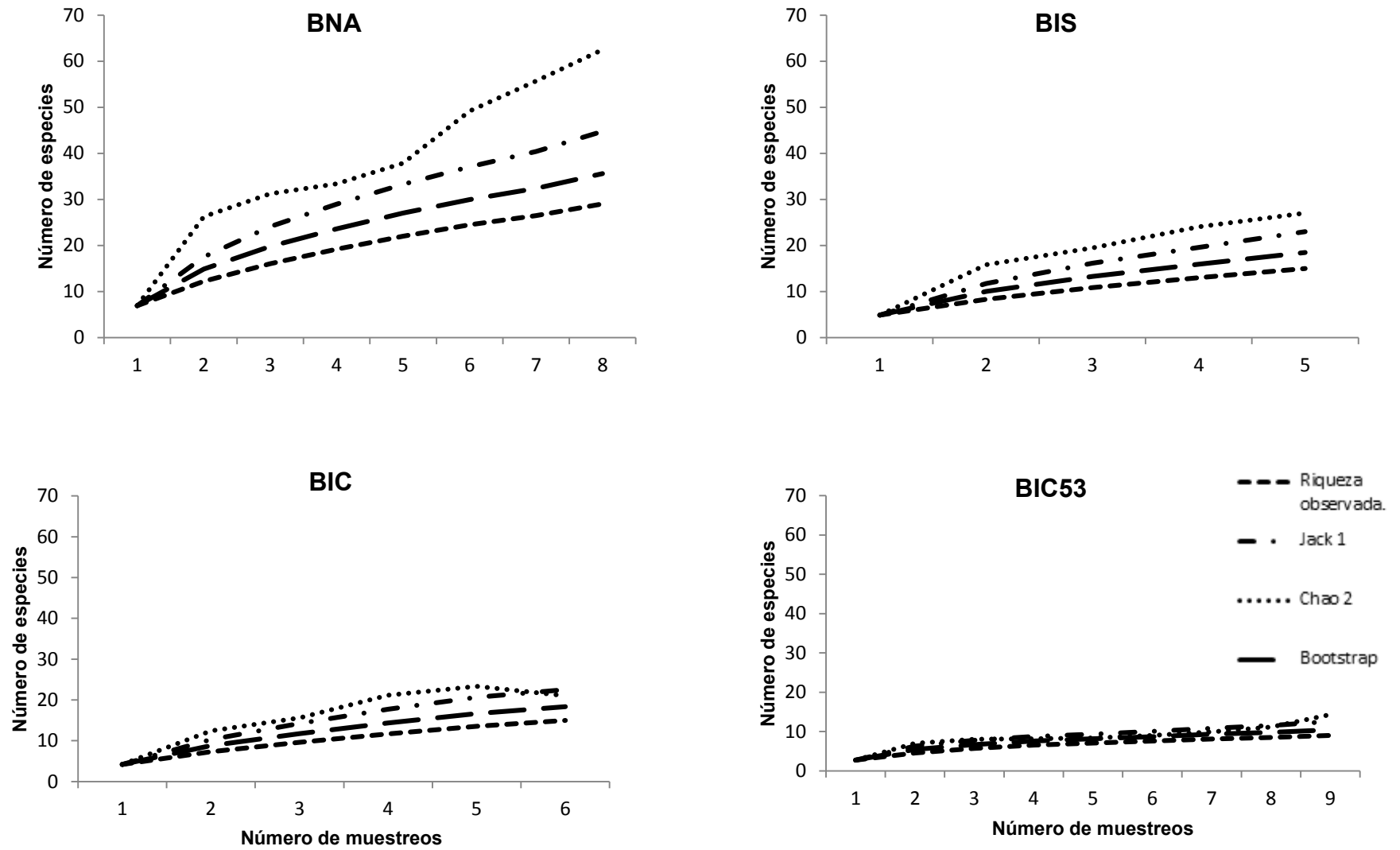


Figura 28. Efecto de los incendios sobre el estrato arbustivo. Bosque no afectado (BNA), Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), Bosque afectado por incendio de opa severo (BIC) y Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53).

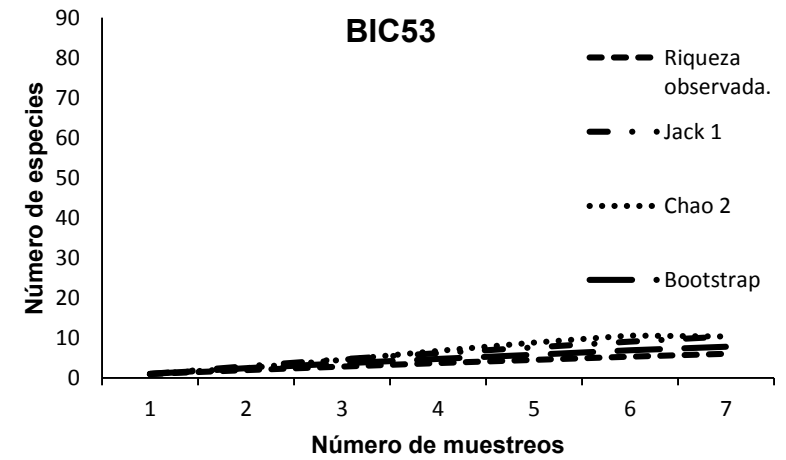
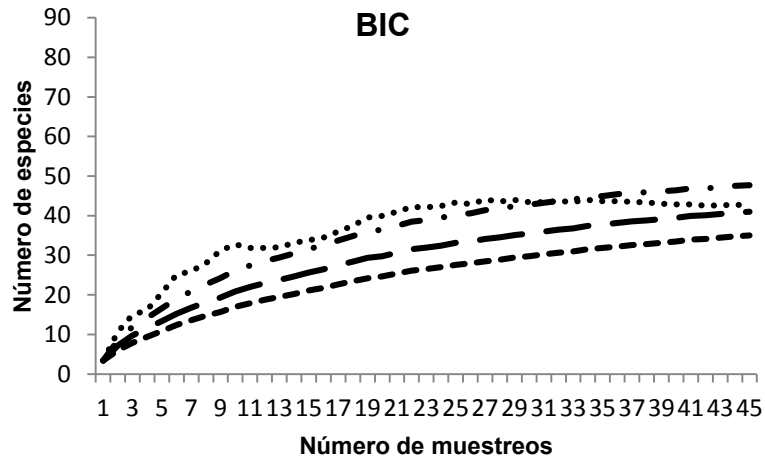
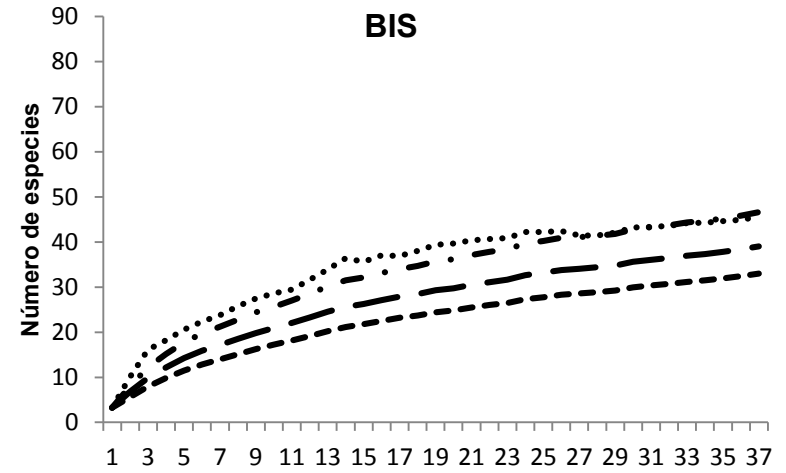
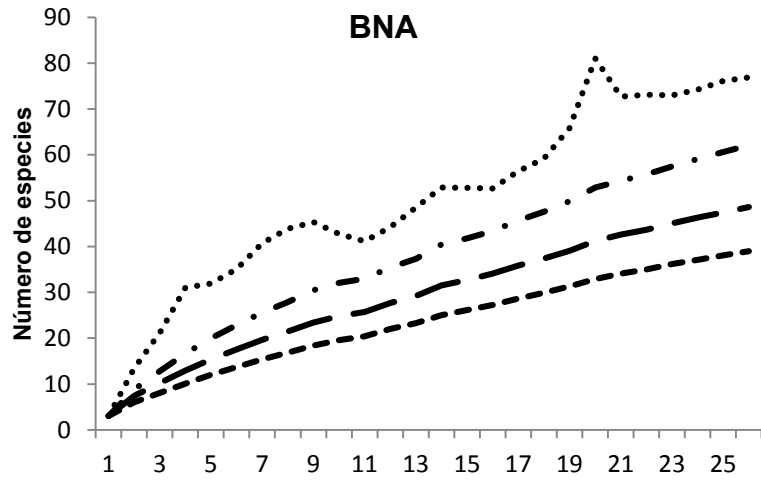


Figura 29. Efecto de los incendios sobre la riqueza del estrato herbáceo. Bosque no afectado (BNA), Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), Bosque afectado por incendio de opa severo (BIC) y Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53).

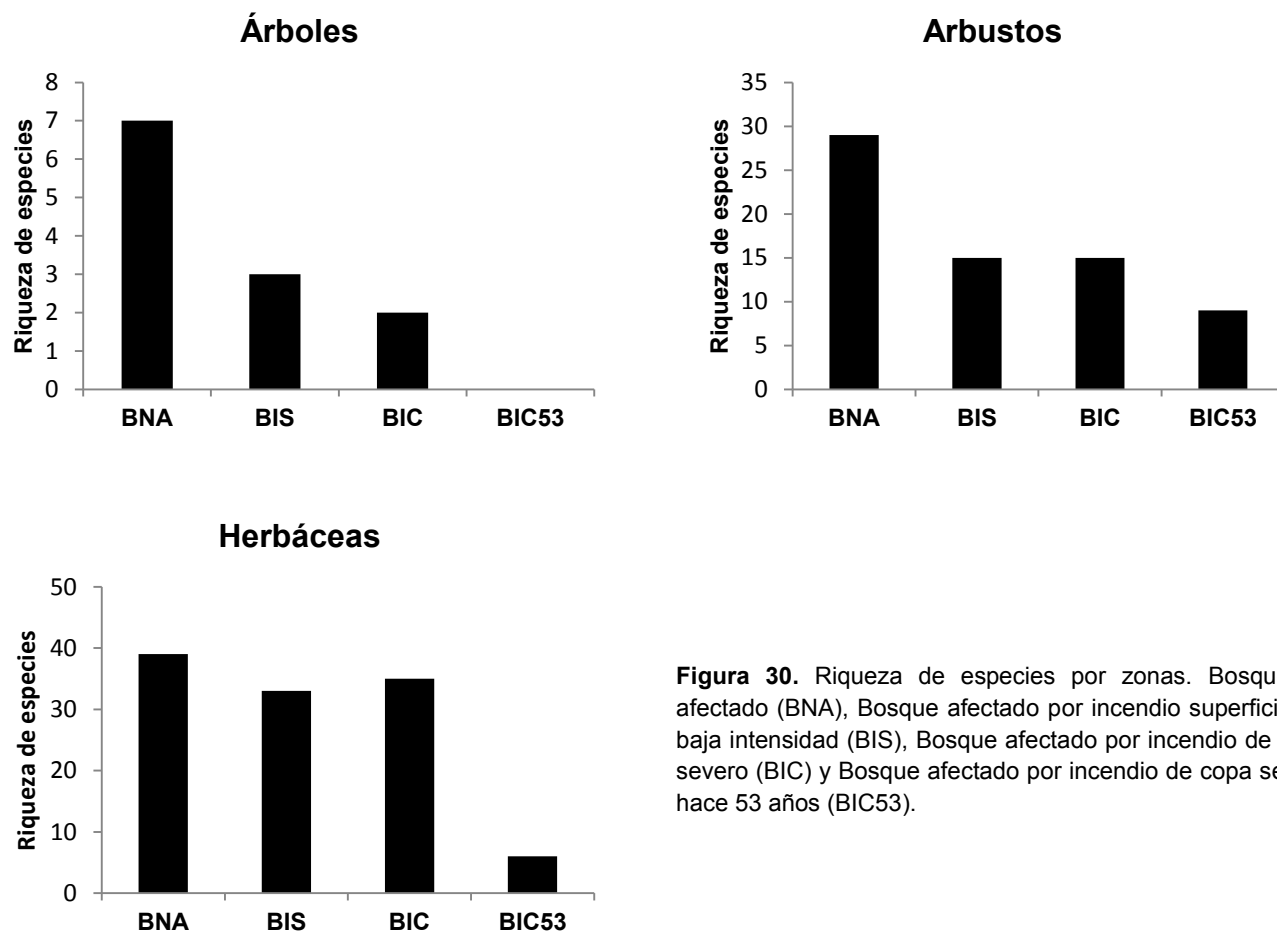


Figura 30. Riqueza de especies por zonas. Bosque no afectado (BNA), Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), Bosque afectado por incendio de copa severo (BIC) y Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53).

Con las gráficas de la Figura 30 se puede observar que la vegetación en la zona BIS tienen una pérdida de especies arbóreas arriba del 50%, sin embargo presenta 2 nuevas especies en comparación con el bosque no afectado: *Buddleja cordata* y *Quercus frutex*. La especie que mostro resistencia a los incendios superficiales es *Juniperus flaccida*, representada notablemente en esta zona y en todas las categorías diamétricas.

Los BIC mostraron una destrucción del estrato arbóreo, ya que únicamente se encontraron 3 individuos, pertenecientes a dos especies: *Juniperus flaccida* y *Quercus frutex*. No se encontraron individuos maduros de pinos en ninguna zona postincendio, además de una escasa regeneración natural.

Los incendios ocurridos en 2011 generaron una pérdida de arbustos del 48.27% de especies para las zonas postincendio BIS y BIC, ya que ambas registraron 15 especies en su composición. Los arbustos de la familia Asteraceae fueron los más representados en todos los casos, seguidos por la familia Fabaceae. Cabe resaltar la presencia de *Agave salmiana* que se encuentra en el BIC creciendo con buen vigor (Figura 31).

Como pudo observarse en el cuadro 16 la riqueza de herbáceas registró 39, 33, 35 y 6 en BNA, BIS, BIC y BIC53 respectivamente.



Figura 31. Presencia de *Agave salmiana* en el bosque afectado por incendio de copa.

Similitud florística. Los incendios generan condiciones que ocasionan cambios en la composición florística. Según el índice de Jaccard, (con valores de 0 a 1; 0= no hay similitud y 1= es similar) existe mayor similitud, entre las áreas postincendio BIS y BIC para los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo (66, 25 y 30% respectivamente), así mismo destaca que los índices de similitud de los BIC y BIC53 con las otras condiciones presentan los valores más bajos, lo que indica que los incendios generan cambios en la composición y similitud florística (Cuadro 17).

Cuadro 17. Índice de similitud florística entre las diferentes condiciones del bosque, basado en el índice de Jaccard.

Zonas	Árboles	Arbustos	Herbáceas
BNA – BIS	0.11	0.15	0.24
BIS – BIC	0.66	0.25	0.31
BIC - BNA	0.12	0.1	0.16
BIC53 – BNA	0	0.12	0.02
BIC53 - BIS	0	0.04	0.03
BIC53 - BIC	0	0.14	0.03

Diversidad beta (1 – Índice de Jaccard). Los altos valores de diversidad beta (valores de 0 a 1, donde 0= zonas similares y 1= zonas diferentes) (Cuadro 18) indican que los incendios superficiales y de copa generan heterogeneidad ambiental, la cual se incrementa a largo plazo (BIC53).

Es importante mencionar que el BNA presenta 42 especies exclusivas con respecto a las demás áreas y curiosamente 42 especies fueron registradas únicamente en las zonas postincendio. El BIS registra 16 especies exclusivas, mientras que en BIC son 19 y 7 para el BIC53 (Figura 32).

Se registraron 12 especies compartidas entre todas las zonas postincendio reciente y el BNA, entre las que destacan *Oxalis latifolia*, *O. pesca-prae* y *Salvia mexicana*, es decir, estas no se ven afectadas por los disturbios ocasionados por los incendios de 2011, El efecto a largo plazo (53 años) BIC53, comparte solo una especie con las otras cuatro zonas, *Oxalis pesca-prae*.

Cuadro 18. Diversidad beta (1-Índice de Jaccard) entre las diferentes condiciones del bosque.

Zonas	Árboles	Arbustos	Herbáceas
BNA – BIS	0.89	0.85	0.76
BIS – BIC	0.34	0.75	0.69
BIC - BNA	0.88	0.9	0.84
BIC53 – BNA	1.00	0.88	0.98
BIC53 - BIS	1.00	0.96	0.97
BIC53 - BIC	1.00	0.86	0.98

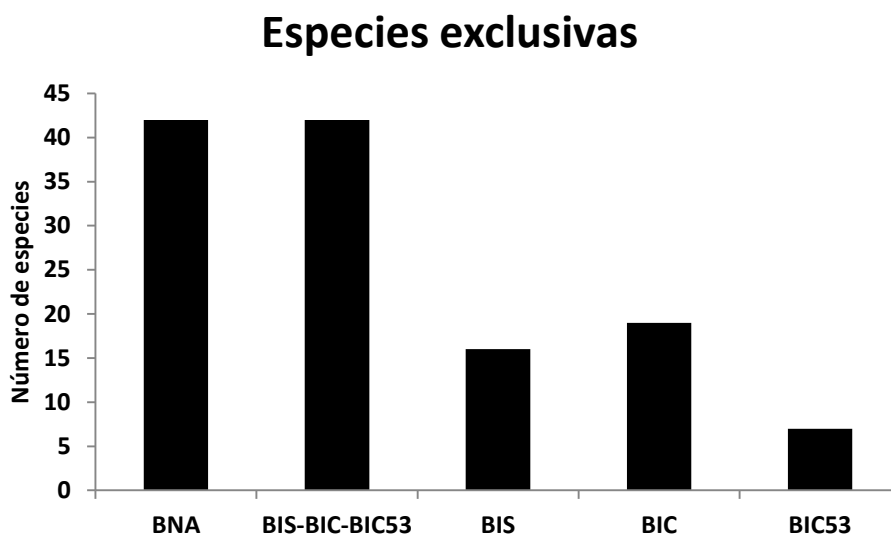


Figura 32. Número de especies exclusivas por condición. Bosque no afectado (BNA), Bosque afectado por incendio superficial de baja intensidad (BIS), Bosque afectado por incendio de copa severo (BIC), Bosque afectado por incendio de copa severo hace 53 años (BIC53).

La diversidad beta según el índice de Magurran indica mayor heterogeneidad del estrato arbóreo de BNA-BIS, en contraste con la diversidad beta de otras zonas. Por otro lado, los valores más bajos del estrato arbustivo lo presenta BIC53-BIC, lo cual no ocurre en la zona de estudio (Cuadro 19), por lo que no es recomendable el uso de este índice para este estudio.

Cuadro 19. Diversidad beta entre las diferentes condiciones del bosque, calculado con el índice de Magurran.

Zonas	Árboles	Arbustos	Herbáceas
BNA – BIS	8.90	37.40	54.72
BIS – BIC	1.70	22.50	46.92
BIC - BNA	7.92	39.60	62.16
BIC53 – BNA	7.00	33.44	44.10
BIC53 - BIS	3.00	23.04	37.83
BIC53 - BIC	2.00	20.64	39.77

Discusión

Análisis estructural

La densidad media de estos bosques fue de 177 individuos-ha⁻¹ (intervalo entre 130-300); esta densidad se ubica dentro del límite inferior registrado para bosques de esta especie de acuerdo a Hernández-Reyna y García-Moya (1985) en piñonares de San Luis Potosí donde registran densidades de 200 a 500 individuos ha⁻¹, mientras que Meza (2006) y Huffman et al. (2012) menciona 347 y 500 árboles ha⁻¹ respectivamente. La menor densidad arbórea se puede explicar por una baja supervivencia de plántulas, esto debido a una conjunción de factores como la depredación, suelos someros, hidrófobos y con menor disponibilidad de agua, estos últimos dos factores ocasionan un déficit hídrico en la planta sobre todo en esta zona de menor precipitación. Al respecto en la misma zona de estudio Barragán-Maravilla (2014) obtuvo un 99% de depredación de semillas de pino piñonero, Marín-García (2014) registró nula supervivencia en reforestaciones con *Pinus cembroides* donde la principal causa de mortalidad fue déficit hídrico y Áviña-Hernández (2015) reportó una fuerte repelencia a nivel superficial (210 s). Madsen et al. (2011) encontraron una alta relación entre la precipitación y la supervivencia de plántulas, además Brix (1979) menciona que el déficit hídrico es el agente que causa la mayor mortalidad en plántulas de coníferas, y en esta región la precipitación es baja (388 mm).

El bosque de *Juniperus flaccida* – *Pinus cembroides* se encuentra ubicado en laderas orientadas al Sur. La proporción de árboles por especie es de 2:1, en contraste Ángeles-Cervantes (1984) registró una relación 9:1 (piñon – enebro) para laderas orientadas hacia el Norte. Al respecto Daubenmire (1984) y López-Gómez et al. (2012) señalan que las laderas orientadas hacia el norte son más frías y húmedas que las expuestas al Sur, porque estas últimas tiene mayor exposición al sol (casi seis veces más) y por lo tanto las sequías son de mayor severidad, lo que explica la mortalidad de individuos de *P. cembroides* registrados en la zona de estudio por el déficit hídrico registrado por Marín-García (2014).

Lo anterior también explica la dominancia de *Juniperus*, ya que esta especie posee ventajas adaptativas sobre *Pinus cembroides*. Las hojas del enebro posee una menor superficie de contacto y por ende una menor pérdida de agua que le confiere mayor supervivencia ante un estrés hídrico (Nowak y Taush, 1999; Bertaudière et al., 2001); lo que coincide con Poulos (2014), Bowker et al. (2012), Gitlin et al. (2006) y Muller et al. (2005) quienes reportan que *Juniperus* muestra mayor resistencia a sequías con respecto a los piñoneros. Este último aspecto es aún más importante si se considera que la tierra se encuentra en un periodo seco denominado la sequía del milenio (Kirby et al., 2014). Además los árboles de esta zona tienen una altura promedio menor a la registrada en otros piñonares, lo que se atribuye a que la región de Cardonal es una de las regiones con menor precipitación y que el bosque se encuentra sobre laderas, en donde los árboles son más pequeños en comparación a los que se establecen en barrancos (Segura y Snook, 1992), debido a que los barrancos funcionan como receptores de minerales, suelo y agua disponible, lo que tiene como consecuencia individuos más vigorosos y de mayor tamaño.

En este bosque también se presentan algunos individuos de *Quercus frutex*, *Q. deserticola* y *Q. glaucoides* lo que coincide con otros piñonares registrados por Robert (1977) y Rzedowski (2006).

Juniperus flaccida presenta individuos con clases diamétricas de 3.8 hasta 50 cm y con edades estimadas entre 5 a 100 años. Los individuos que presentan diámetros cercanos a 40

cm son los más longevos (≈ 100 años), mientras que los más jóvenes tienen apenas cinco años según Hernández-Sánchez (en prensa) quien encontró que un anillo representa un año. Al respecto Rüdiger et al. (2010) y Lei (1999) mencionan que en especies de *Juniperus* el número de anillos corresponde con el número de años (edad) con un error $P \leq 0.001$, aunque para otras especies de *Juniperus*, Couralet et al. (2005) dicen que pueden presentar dos anillos por año. Este bosque se considera relativamente joven y en continuo reclutamiento ya que la mayoría de individuos tiene entre 35-42 años con diámetros entre 10 y 20 cm.

Pinus cembroides presenta clases diamétricas entre 5 – 24 cm. La edad estimada de los individuos más longevos es de 105 años de acuerdo al modelo lineal obtenido por Cetina-Alcalá et al. (1985), por lo que es una población relativamente joven o bosque maduro, si se considera los 300 años reportado por Robert (1977). Este bosque presenta un 20% de árboles muertos, cuyos diámetros van de 10 a 15 cm, esto es los de menor diámetro, lo que indica que son los menos resistentes a la sequía, como se indicó anteriormente.

Con base en lo anterior se puede inferir que *Pinus cembroides* coloniza antes que el enebro, debido a que los dispersores del piñón, (principalmente aves como *Aphelocoma ultramarina*) que tiene la conducta de almacenar semillas de piñones en áreas descubiertas, enterrándolas para evitar depredación por otros organismos (Ligon, 1978; Vander Walls y Balda 1977; Romero-Manzanares et al. 1996). El desarrollo de piñonares y arbustos permite el arribo de roedores y posteriormente llegan los mejores dispersores del enebro, *Canis latrans* y *Lepus* spp. (Schupp, 1997; Barney y Frischknecht, 1974), así como las zorras (*Urocyon cinereoargenteus*) que también dispersa semillas de *Juniperus flaccida* como lo registró Cárdenas-Cruz et al. (2014) Los piñonares son dominantes, sin embargo después de una sequía extrema registran una alta mortalidad y los enebros pasan a ser las especies dominantes, ya que resisten más la sequía, como se observa en esta zona afectada por incendios y afectada por sequía.

Riqueza florística

La riqueza florística registrada fue de 129 especies, resultados similares obtuvo Laughlin et al. (2004) (118 especies) en otros bosques piñoneros afectado por incendio. En contraste, (Fuentes (1992), Meza (2006) y Ángeles-Cervantes (1984) documentaron 46, 43 y 28 especies respectivamente en otros bosques semiáridos que no fueron afectados por incendios. Lo anterior se interpreta en un incremento de la riqueza florística a nivel de paisaje, consecuencia de los incendios, lo que concuerda con Asbjornsen y Gallardo-Hernández (2004), sin embargo, esto no indica que el fuego sea un factor favorable que propicie una pronta recuperación del ecosistema.

Agrupamiento de tipos de condición

Los puntos BNA6 y BNA8 se encuentran alejados del grupo conformado por la mayoría de BNA debido a que en estas zonas se está llevando a cabo el aprovechamiento de leña, mientras que en el punto BNA7 se puede observar la presencia de árboles de pino piñonero muertos, probablemente por sequía, ya que no se encontró indicios de fuego o plagas.

El sitio BIS9 se encuentra alejado de su grupo, ya que pudo influir la cercanía de esta unidad de muestreo con el bosque afectado por incendio de copa severo

Dentro de los sitios BIC, BIC13 se encuentra alejado, debido a que en esta zona se observó la calcinación total de la copa del árbol, lo que indica mayor intensidad del fuego, que

pudo provocar diferente composición florística, sin embargo sigue clasificándose como incendio de copa severo.

Los sitios BIC53 presentan una composición florística muy similar, donde las especies dominantes son *Flouencia resinosa* y *Dalea bicolor*.

Efecto de incendios sobre las características ecológicas y la diversidad florística

Con el presente trabajo se encontró que los diferentes tipos de incendio tienen un efecto diferencial sobre la estructura de la vegetación del bosque. En sitios afectados por incendio superficial (BIS) y de copa (BIC) se registró una mortalidad del estrato arbóreo de 17% y 99% respectivamente, en este último los escasos individuos de *Quercus frutex* mostraron resistencia a los incendios aun cuando la cicatriz de incendio alcanzaba la base de la copa. La mortalidad registrada en BIS es menor al reportado por Dwyer y Pieper (1967, citado por Pieper y Wittie, 1988) quienes registran 25% de mortalidad para este tipo de bosques, dominados por *Juniperus*. La alta mortalidad registrada en los incendios de copa es semejante a lo evaluado por Strom y Fulé (2007) y Segura y Snook (1992), quienes obtienen un 5% de sobrevivencia en bosques piñoneros.

El incendio superficial tiene un mayor efecto en los estratos arbustivo y herbáceo, debido a que disminuye la riqueza (73 y 51 para BNA y BIS respectivamente) y diversidad de especies además de generar un cambio en la composición florística.

Los incendios de copa alteran profundamente la estructura del bosque, transformándolo a una pradera con presencia de herbáceas y gramíneas, debido a que eliminan los estratos arbóreo y arbustivo. El efecto sobre la riqueza de especies es similar al del BIS, ya que también presenta 50 especies. La zona que hace 53 años fue afectada por incendios de copa, actualmente es un matorral de *Flouencia resinosa* donde se registró la menor riqueza y diversidad.

Los incendios superficiales y de copa modifican la composición florística del estrato herbáceo ya que se adicionan 16 y 19 especies respectivamente, en contraste con el bosque no afectado, lo que permite que se mantenga la riqueza de especies.

El 35% de las especies que llegan a colonizar las zonas postincendio son características de zonas perturbadas, mientras que el 65% de especies que surgieron después del incendio son propias de matorrales. Lo anterior concuerda con la clasificación de CONAFOR (2010) en donde indica que las especies de matorrales están adaptadas a los incendios; además de que se observó una clara tendencia de los bosques afectados por incendio de copa a transformarse en matorrales en el mediano plazo.

Los cambios en la estructura, riqueza y diversidad se atribuyen a que los diferentes tipos de incendios generaron heterogeneidad ambiental, favoreciendo el arribo de nuevas especies y ocasionando la eliminación de otras, como los índices de diversidad beta indican.

Con base a lo anterior se puede decir que los incendios de copa a mediano plazo en zonas de baja precipitación o menores de 400 mm, con escaso desarrollo de suelo y cercanas a matorrales, transforman el bosque a matorrales; mientras que los incendios de copa a corto plazo en partes altas y con mayor humedad transforman el bosque a praderas. La supervivencia y rebrote que muestran los escasos individuos de *Quercus* y *Juniperus* sobrevivientes, así como la presencia de sus agentes dispersores permiten inferir una alta probabilidad de que esta pradera se transforme a un bosque de *Juniperus-Quercus*. Lo anterior se fundamenta en que los enebros son resistentes ante incendios y sequías, mientras que los encinos solamente a los incendios. El repoblamiento de *Pinus cembroides* dependerá

de la alta producción de semillas, ya que sus dispersores están presentes en la zona, sin embargo, seguirá siendo dominado por *Juniperus*.

Cicatrices del fuego en árboles y distribución espacial de los tipos de incendios

Existe una controversia en cuanto a la presencia de cicatrices, que registran la frecuencia de incendios en estos bosques, Baker y Shinneman (2004) mencionan que los enebros y pinos piñoneros no registran incendios, por otra parte Segura y Snook (1992) registraron que únicamente árboles creciendo en laderas muestran cicatrices, mientras que los que crecen en barrancas no.

En el presente estudio, en donde el incendio es reciente, se observó que en las zonas afectadas por incendios superficiales algunos árboles carecen de cicatriz y otros si la presentan. Esto puede atribuirse a los siguientes causas: a) cercanía de arbustos: Los arbustos son material combustible y al estar cerca de árboles, incrementan el efecto de los incendios y dejan cicatrices, b) La cantidad de material combustible: a mayor cantidad de material combustible, mayor probabilidad de dejar cicatriz; c) Porcentaje de humedad del ambiente: en barrancas el material combustible tiene mayor humedad, lo que implica que los incendios alcancen menores temperaturas y menor probabilidad de dejar cicatrices de incendios y d) *Juniperus flaccida* presenta corteza exfoliante, lo que limita el mantenimiento de cicatrices en plazos largos.

En tanto las cicatrices de incendios de copa solo pueden registrarse en escasos individuos sobrevivientes de *Juniperus flaccida*, ya que todos los individuos de *Pinus cembroides* presentaron nula supervivencia.

Incendios superficiales e incendios de copa

La presencia de incendios superficiales en medio de una zona afectada por incendio de copa se puede explicar debido a que:

- 1) El punto de ignición se ubicó en la ladera baja norte con dirección sur y parte alta de ladera al igual que los vientos (Figura 33).
- 2) La dirección de los vientos hizo que el fuego se dividiera y dirigiera hacia la zona alta y hacia el sur. La presencia de una hondonada en el sur ocasionó nuevamente incendio más al sur y nuevamente hacia la parte alta, formando una "U".
- 3) En la parte central de la zona "U" se encuentra el bosque afectado por incendio superficial, debido a que la cantidad de CO₂ circundante fue alta y por su efecto anticomburente impidió la combustión del bosque (Figura 34).

Falta realizar estudios sobre la frecuencia de incendios, ya que en esta zona los pobladores mencionan un incendio en 1960. Al respecto Gruell (1977, citado por Baker y Shinneman, 2004), Brown et al. (2001), Chappel (1997), Gruell et al. (1944, citado por Baker y Shinneman, 2004), Floyd et al. (2015) y Wangler y Minnich (1996) estimaron la frecuencia de incendios cada 8, 28, 50, 50-100, 400-480 años respectivamente, para piñonares en E.U., por lo que no existe un régimen de incendios o es altamente variable.



Figura 33. Punto de ignición y dirección del incendio. En la parte inferior izquierda de la fotografía inició el incendio, avanzando hacia ladera alta dirección sur.



Figura 34. Zona afectada por incendio de copa e incendio superficial. **Incendios de copa severo:** ladera media y alta, se observan afloramientos rocosos por falta de cubierta vegetal. **Incendio superficial de baja intensidad:** En la ladera alta y zona central de la fotografía se puede observar un manchón de vegetación, el cual fue afectado por incendios superficial de baja intensidad.

Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos en este estudio se puede concluir lo siguiente:

- La riqueza florística del bosque de *Juniperus flaccida* – *Pinus cembroides* en Cardonal es de 129 especies. La composición florística está representada por 42 familias botánicas, las mejor representadas son Asteraceae, Fabaceae y Cactaceae.
- Las hipótesis se rechazan debido a que incendios forestales en un corto plazo disminuyen la riqueza de especies en un 31%, los incendios de copa severo a mediano plazo, reducen drásticamente la riqueza de especies aproximadamente 80%, además de que la diversidad beta es mayor de 70% entre zonas afectadas y no afectadas por incendios, mientras que entre las zonas postincendios la diversidad beta es de 30%.
- Los incendios ocurridos en Cardonal generaron una heterogeneidad ambiental, lo que permitió el arribo de 42 especies nuevas con respecto al bosque no afectado.
- Las especies que son mayormente (65%) favorecidas por los incendios forestales tienen afinidades con los matorrales.
- El bosque *Juniperus-Pinus* resiste incendios superficiales y su recuperación es muy probable.
- Los incendios de copa severo ocurridos en 2011 transformaron el bosque de *Juniperus flaccida* – *Pinus cembroides* en praderas.
- Los incendios de copa severos, en condiciones cercanas a matorrales en el mediano plazo se transforman en matorrales y su recuperación no es perceptible después de 50 años.

Recomendaciones

- En bosques semiáridos de *Juniperus flaccida* – *Pinus cembroides* se recomienda el aprovechamiento de leña y hojarasca y para ellos son necesarios estudios respectivos. Además es necesario investigar métodos y/o tratamientos para evitar la posible mortalidad por estrés hídrico en pinos piñoneros.

Literatura citada

- Amato, V., Lightfoot, D., Stropki C. y Pease, M. (2013). Relationships between tree stand density and burn severity as measured by the Composite Burn Index following a ponderosa pine forest wildfire in the American Southwest. *Forest Ecology and Management Vol. 302* (2013): 71 – 84.
- Ángeles-Cervantes, E. (1984). *Producción de semillas de un piñonar del estado de Hidalgo, México*. Tesis licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 60.
- Ángeles-Cervantes, E. y López-Mata, L. (2009). Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones postincendio. *Boletín de la Sociedad Botánica de México, Vol. 84* (2009): 25 – 33.
- Arnold, F., Jameson, A. y Elbert H. (1964). *The pinyon-juniper type of Arizona: effects of grazing, fire and tree control*. Ed. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. E.U. pp. 28.
- Asbjornsen, H. y Gallardo-Hernández, C. (2004). Impactos de los incendios de 1998 en el bosque mesófilo de montaña de Los Chimalapas, Oaxaca. *Incendios forestales en México, Métodos de evaluación*. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 164.
- Aviña-Hernández, R. (2015). *Tratamientos mineralógicos para incrementar el éxito de reforestación con Pinus cembroides y otras coníferas*. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 96.
- Baker, W. y Shinneman D. (2004). Fire and restoration of piñon-juniper woodlands in the western United States: a review. *Forest Ecology and Management Vol. 189* (2004):1-21.
- Barney, M. y Frischknecht N. (1974). Vegetation Changes Following Fire in the Pinyon-Juniper Type of West-Central Utah. *Journal of Range Management Vol. 27* (2): 91-96.
- Barragán-Maravilla, S. M. (2015). Emergencia y Supervivencia de *Pinus cembroides* en sitios postincendio. Contribución del 11° Congreso de Investigación y Simposio Metropolitano de las Ciencias del Suelo en el marco del Año Internacional de los Suelos. FES – Zaragoza, México.
- Bertaudière, V., Montès, N., Badri, W. y Guaquelin, T. (2001). La structure multicaule du genévrier thurifère: avantage adaptatif à un environnement sévère?. *Académie des Science Paris, Sciences de la vie / Life Sciences Vol. 324* (2001): 627 – 634.
- Bowker M; A. Munoz; T. Martinez y M. Lau. 2012. Rare drought-induced mortality of juniper is enhanced by edaphic stressors and influenced by stand density. *Journal of Arid Environments Vol. 76* (2012): 9-16.

- Brix, H. 1979. Effects of plant water stress on photosynthesis and survival of four conifers. *Canadian Journal Forest Research* Vol. 9 (2):160-165.
- Brown, P.M., Kaye, M.W., Huckaby, L.S. y Baisan, C.H. (2001). Fire history along environmental gradients in the Sacramento Mountains, New Mexico: influences of local patterns and regional processes. *Ecoscience* 8 (1): 115–126.
- Calderón, J., Moreno, C. Y Zuria. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83 (2012): 879 – 891.
- Cárdenas-Cruz, K., Revueltas, E., Pompa-Castillo, E., Aviña-Hernández., R., Paéz-Reyes, J., Rivera-Reyes, R. y Ángeles-Cervantes, E. (2014). Efectos de los incendios forestales sobre la dispersión de mastofauna silvestre. *Contribución del XII Congreso de Nacional de Mastozoología celebrando los 30 años de la AMMAC*. Puebla de Zaragoza, Méxco.
- Cetina-Alcalá, V., Moya-García, E. y Keyes, M. (1985). Análisis estructural de un Bosque Piñonero de *Pinus cembroides* Zucc. en la Amapola, S.L.P. *Memoria del Simposium Nacional sobre Pinos Piñoneros*. Linares, Nuevo León, pp. 100 – 109.
- Chappell, L. (1997). A fire history study conducted on the Monroe Mountain demonstration area. *Report to the Richfield District, Fishlake National Forest and Bureau of Land Management*, Richfield, UT, pp. 24.
- CONAFOR. (2010). *Incendios forestales guía práctica para comunicadores*. Comisión Nacional Forestal. México. pp. 54.
- CONAFOR. (2011). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos, Manual y Procedimientos para el muestreo de campo, Re – muestreo 2011*. México, pp. 138.
- CONAFOR, (consultado en marzo de 2014a). *Gerencia técnica de protección contra Incendios Forestales*
<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/10/1076Conceptos%20b%C3%A1sicos%20-%20Incendios%20Forestales.pdf>
- CONAFOR, (consultado en marzo de 2014b). *Ficha técnica de Pinus cembroides Zucc.*
<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/955Pinus%20cembroides.pdf>
- CONAGUA, (consultado en marzo 2014). *Normales climatológicas*.
http://smn.conagua.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=185:hidalgo&catid=14:normales-por-estacion
- Couralet, C., Sass-Klaassen, U., Sterck, F., Bekele, T. y Zuidema, P. (2005). Combining dendrochronology and matrix modelling in demographic studies: An evaluation for *Juniperus procera* in Ethiopia. *Forest Ecology and Management* Vol. 216 (2005): 317 – 330.

- Daubenmire, R. (1984). Viewpoint: Ecological Site / Range Site / Habitat Type. *Rangelands Vol. 6* (6): 263-264.
- De Luis, E., García, R., Calvo, L., Valbuena, L. y Marcos, P. (2001). Fuego y paisaje en áreas de dominio del roble rebollo. España. *Revista Ecosistemas: Vol. 10* (1): 1-10
- Diario Oficial de la Federación. (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo*. México, pp. 78.
- Erdman A. (1970). Pinyon-juniper succession after natural wildfires in residual soils of Mesa Verde, Colorado. *Science Bulletin Biological Series* 11(2):1-24.
- FAO. (2010). Evaluación de los recursos forestales 2010, informe principal. *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación*, pp. 346.
- FAO. (2013). *La fauna silvestre en un clima cambiante*. Estudios FAO. Roma, Italia, pp. 118.
- FAO. (consultado en marzo 2014a). *Fuegos Forestales y de otra Vegetación*. <http://www.fao.org/forestry/firemanagement/es/>
- FAO. (consultado en marzo 2014b). *Los incendios Forestales y la Diversidad Biológica*. <http://www.fao.org/docrep/004/y3582s/y3582s08.htm>
- Figueroa, J. y Jaksic, F. (2004). Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural. Vol. 77* (2004): 201 - 205.
- Flematti, G., Merritt, D., Piggott, M., Trengove, R., Smith, S. K. y Dixon, E. (2011). Ghisalberti. Burning vegetation produces cyanohydrins that liberate cyanide and stimulate seed germination. *Nature Communications, Vol. 360* (2): 1-6.
- Flores-Garnica, J. (2009). *Impacto ambiental de INCENDIOS FORESTALES*. Ed. Mundi Prensa México, S.A. de C.V.; Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INFAP); Colegio de Postgraduados. México D.F, pp. 325.
- Flores-Olvera, R. (1985). Estudio florístico-ecológico de *Pinus cembroides* Zucc. en Nuevo León. *Memoria del Simposio Nacional sobre Pinos Piñoneros. Linares, Nuevo León*, pp. 121-129.
- Floyd, M., Romme, W., Rocca, M., Hanna, D. y Hanna, D. (2015). Structural and regenerative changes in old-growth piñon-juniper woodlands following drought-induced mortality. *Forest Ecology and Management Vol. 341*(2015): 18-29.

- Fuentes, B. (1992). *Caracterización y clasificación fisonómica del bosque de pino piñonero (Pinus cembroides var. orizabensis) del municipio de Guadalupe Victoria, Puebla*. Tesis Ingeniero Forestal con orientación en Silvicultura. Universidad Autónoma Chapingo, pp. 70.
- García-Moya, (1985). Estado actual de conocimiento de los piñoneros. *Memoria del Simposium Nacional sobre Pinos Piñoneros*. Linares, Nuevo León, pp.1-18.
- Gardemia, A. y Samo, A. (2005). *Prácticas de ecología*. Ed. UPV. Valencia, pp. 163.
- González, A. (2008). *Memorias del Segundo simposio internacional sobre políticas, planificación y economía de los programas de protección contra incendios forestales: una visión global*. United States Department of Agriculture, Forest service. General technical report, pp. 12.
- González, C. (2009). *El fuego, la quema de pastos y sus consecuencias*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Extensión Agrícola, Colegio de Ciencias Agrícolas, Recinto Universitario de Mayagüez, Universidad de Puerto Rico. Puerto Rico, pp. 36.
- Gordon, J. y Newton, A. (2006). Efficient floristic inventory for the assessment of tropical tree diversity: A comparative test of four alternative approaches. *Forest Ecology and Management Vol. 237* (2006): 564 – 573.
- Gitlin, A., Sthultz, C., Bowker, M., Stumpf, S., Paxton, K., Kennedy, K., Muñoz, A., Bailey, J. y Whitham, T. (2006). Mortality Gradients within and among Dominant Plant Populations as Barometers of Ecosystem Change During Extreme Drought. *Society for Conservation Biology Vol. 20* (50): 1447-1486.
- Halffter, G y E. Ezcurra. (1992). *La Diversidad Biológica de Iberoamérica I*. Ed. Instituto de Ecología. Veracruz, México, pp. 389.
- Halffter, G. (1998). *La Diversidad Biológica de Iberoamérica II*. Ed. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México, pp. 337.
- Hallfter, G; Moreno, C. y Pineda E. (2001). Manual para la evaluación de la biodiversidad en reservas de la biosfera. *M&T – Manuales y Tesis SEA. Vol. 2* (2001): 80.
- Hernández, E. (2013). Llevan a cabo reforestaciones en Cardonal. *Síntesis*. en: <http://sintesis.mx/articulos/15220/llevan-a-cabo-reforestacion-en-cardonal/hidalgo>
- Hernández-Reyna, A. y García-Moya, E. (1985). Datos estructurales de algunos piñoneros del altiplano potosino. *Memoria del Simposium Nacional sobre Pinos Piñoneros*. Linares, Nuevo León, pp. 150 – 159.

- Hernández-Sánchez, E. (en prensa). Análisis dendrocronológico en *Juniperus flaccida*. *Memorias del 11° Congreso de Investigación y Simposio Metropolitano de las Ciencias del Suelo*. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. México.
- Huffman, D., Crouse, J., Chancellor W. y Fulé, P. (2012). Influence of time since fire on pinyon-juniper woodland structure. *Forest Ecology and Management Vol. 274* (2012): 29-37.
- INEGI. (1983a). *Carta geológica de Pachuca*. Escala 1:250 000. México.
- INEGI. (1983b). *Carta edafológica de Pachuca*. Escala 1:250 000. México.
- INEGI. (1985). *Carta climática Mayo a Octubre de Pachuca*. Escala 1:250 000. México.
- INEGI. (1985). *Carta climática Noviembre a Abril de Pachuca*. Escala 1:250 000. México.
- INEGI. (2001). *Carta topográfica de Tasquillo*. Escala 1:50 000. México.
- INEGI. (consultado en marzo 2014)
<http://www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/Contenidos/estadisticas/2013/forestal0.pdf>
- Juárez, A. (2002). *Efecto de los incendios forestales en la regeneración de Pinus oocarpa var. Ochoterenai*. Tesis Ingeniero Forestal. UACH, División de Ciencias Forestales. México, pp. 89.
- Kasischke, E. y Stocks, B. (2000). *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*. Ed. Ecological studies 138, Canadá, pp. 462.
- Keeley, J., Pausas, J., Rundel, P., Bond, W. y Bradstock, R. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plants Vol. 16* (8): 406 – 411.
- Kirby, M., Bark, R., Connor, J., Qureshi, M. y Keyworth, S. (2014). Sustainable irrigation: How did irrigated agriculture in Australia's Murray-Darling Basin adapt in the Millennium Drought? *Agricultural Water Management Vol. 145* (2014): 154-162.
- Landrach, W. (2009). El efecto del fuego en los ecosistemas agrícolas y forestales. *Sociedad Internacional de Forestales Tropicales*. USA, pp. 20.
- Laughlin, D., Bakker, J., Stoddard, M., Daniels, M., Springer, J., Gildar, C., Green, A. y Covington, W. (2004). Toward reference conditions: wildfire effects on flora in an old-growth ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management. Vol. 199*: 137-152.
- Lei, S. (1999). Tree Size and Ring Width of Three Conifers in Southern Nevada. *USDA Forest Service Proceedings Vol. 9* (1999): 94 – 98.

- Ligon, J. (1978). Reproductive interdependence of Piñon Jay and Piñon pines. *Ecological Monographs*, Vol. 48 (2): 111-126.
- López-Gómez, A. y Williams-Linera, G. (2006). Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. Vol. 78 (2006):7-15.
- López-Gómez, V., Zedillo-Avelleyra, P., Anaya-Hong, S., González-Lozada, E. y Cano-Santana, Z. (2012). Efecto de la orientación de la ladera sobre la estructura poblacional y ecomorfología de *Neobuxbaumia Tetetzo* (Cactaceae). *Botanical Sciences* Vol. 90 (4): 453-457.
- Madsen, M., Zvirzdin, D., Petersen, S., Hopkins, B., Roundy, B. y Chandler D. (2011). Soil Water Repellency within a Burned Piñon-Juniper Woodland: Spatial Distribution, Severity, and Ecohydrologic Implications. *Forest, Range & Wildland Soils* Vol. 75 (4):1543-1553.
- Marín-García, S. (2015). Incendios y repoblamientos en piñoneros. Contribución del V Congreso Mexicano de Ecología, *Fronteras de la Ecología en un Mundo Globalizado. Centro de Cultura Bicentenario*. San Luis Potosí. México.
- Martínez, R. y Rodríguez, D. (2008). *Los incendios forestales en México y América Central. Memorias del segundo simposio internacional sobre políticas, planificación y economía de los programas de protección contra incendios forestales: una visión global*. Córdoba, España pp. 767 – 779.
- Matlack, G. (2013). Reassessment of the Use of Fire as a Management Tool in Deciduous Forests of Eastern North America. *Conservation Biology*, Vol. 27 (5): 916 - 926.
- Mejía, M. (2004). *Evaluación de la estructura y composición de la regeneración natural en un bosque de coníferas afectado por el fuego*. Tesis Ingeniero Forestal. Universidad Autónoma de Chapingo. México, 73p.
- Meza, A. (2006). *Estudio ecológico del bosque de piñonero (Pinus cembroides Zucc.) del municipio de Santiago de Anaya*. Tesis Ingeniero de manejo de recursos forestales. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México, pp. 106.
- Montani, T. y Busso, C. (2004). *Métodos de estudio de la vegetación, guía de trabajos prácticos de ecología*. Departamento de Agronomía U.N.S., pp. 68.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M & T – Manuales y Tesis SEA*, Vol. 1: 84.
- Mota, D. 21 de febrero 2011. Hidalgo suma 77 Incendios Forestales en 2011. *El Universal*, recuperado de: <http://archivo.eluniversal.com.mx/estados/79652.html>

- Muller, R., Scudder, C., Porter, M., Trotter, R., Gehring, C. y Whitham, T. (2005). Differential tree mortality in response to severe drought: evidence for long-term vegetation shifts. *Journal of Ecology* Vol. 93 (2005): 1085-1093.
- Nowak, R., Moore, D. y Tausch, R. (1999). Ecophysiological Patterns of Pinyon and Juniper. *USDA Forest Service Proceedings* Vol. 9: 35 -46.
- Ochoa-Gaona, S., Hernández-Vázquez, F., De Jong, B. y Gurri-García, F. (2007). Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del sistema agrícola de roza-tumba-quema: un estado de caso en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. Vol. 81: 65 – 80.
- Palmer, M. (1990). The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, Vol. 71: 1195-1198.
- Pausas, J. (2010). Fuego y evolución en el mediterráneo. *Investigación y Ciencia*, Vol. 407 (agosto): 56 – 63.
- Pieper, R. y Wittie, R.. (1988). Fire Effects in Southwestern Chaparral and Pinyon-Juniper Vegetation. *Conference, Contribución en en congreso: Effects of Fire in Management of Southwestern Natural Resources (Tucson, Arizona)* pp. 87-93.
- Poulos, H. (2014). Tree mortality from a short-duration freezing event and global-change-type drought in a Southwestern piñon-juniper woodland, USA. *PeerJ* Vol. 2 (e404): 1-14
- Raucha-González, L., González-Elizondo, M. y C. López-González. (2013). Diversidad florística en cimas de la Sierra Madre Occidental, México, y su relación con variables ambientales. *Botanical Sciences* Vol. 91 (2): 193-205.
- Ramírez, N., Ochoa, S., González, M. y Quintana, P. (1998). Análisis florístico y sucesional en la estación biológica Cerro Huitepec, Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*. Vol.44: 59 -85.
- Ressl, R. y Cruz, I. (2012). Detección y monitoreo de incendios forestales mediante imágenes de satélite. CONABIO. *Biodiversitas*, Vol. 100:12-13.
- Robert, M. (1977). Notas sobre el estudio ecológico y fitogeográfico de los bosques de *Pinus cembroides*. *Revista Mexicana de ciencias forestales*. Vol. 2 (10): 49-58.
- Rodríguez, D. (2001). Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii* Lindl. *Revista Chapingo serie de Ciencias Forestales y del Ambiente* Vol. 7(2): 145 – 151.
- Rojas, S., Castillejos, C. y Solano, E. 2013. Florística y relaciones fitogeográficas del matorral xerófilo en el Valle de Tecozautla, Hidalgo, México. *Botanical Sciences* Vol. 91 (3): 273-294.

- Romero-Manzanares, A., García-Moya, E. y Passini, M. (1996). *Pinus cembroides* s. l. y *Pinus johannis* del Altiplano Mexicano: una síntesis. *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*. Vol. 143 (7): 681-693
- Rüdiger, O., Krüsi, B., Delgado, J., Fernández-Palacios, J., García-del-Rey, E. y Arévalo, J. (2010). Regeneration niche of the Canarian juniper: the role of adults, shrubs and environmental conditions. *INRA, EDP Sciences* Vol. 67 (7): 709.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra Edición digital. CONABIO. México, pp. 504.
- Segura, G. y L. Snook. (1992). Stand dynamics and regeneration patterns of a pinyon pine forest in east central Mexico. *Forest Ecology and Management*. Vol. 47 (1992): 175-194.
- Shupp, E., Gómez, J., Jiménez, J. y Fuentes, M. (1997). Dispersal of *Juniperus occidentalis* (western juniper) seeds by frugivorous mammals on Juniper Mountain, Southeastern Oregon. *Great Basin Naturalist*. Vol. 57 (1): 74-78.
- Shvidenko A.Z. y S. Nilsson. (2000). Extent, distribution, and ecological role of fire in Russian forest. En: Kasischke E. y Stocks B.J. Eds. *Fire, climate change, and Carbon cycling in the boreal forest*, New York, pp. 132-150.
- Solbrig, O. (1991). *Biodiversity, scientific issues and collaborative research proposals*. MAB Digest 9. UNESCO, Paris. Pp. 77.
- Strom, B. y P. Fulé. (2007). Pre-wildfire fuel treatments affect long-term ponderosa pine forest dynamics. *International Journal of Wildland Fire*. Vol. 16: 128-138.
- Tropicos Missouri Botanical Garden (consultado en enero, 2014). <http://www.tropicos.org>
- UNEP. (1992). *Convention on biological diversity*. UNEP - Environmental Law and Institutions Program Activity Centre, Nairobi, pp 56.
- Valbuena, L., Villarejo, S., Tarrega, R. y Calvo L. (2013). Importancia de la procedencia y peso de la semilla en la respuesta germinativa de especies leñosas mediterráneas frente a los incendios. *6° Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales*, pp. 9.
- Vander Walls, S. y R. Balda. (1977). Coadaptation of Clark's Nutcracker and the piñon pine for efficient seed harvest and dispersal. *Ecological Monographs*. Vol. 47: 89-111.
- Villers, M. (2006). Incendios forestales. *Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México* Vol. 81: 60-66.

Wangler, M.J. y Minnich, R.A., (1996). Fire and succession in pinyonjuniper woodlands of the San Bernardino Mountains, California. *Madroño Vol. 43*: 493–514.

Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs Vol. 30*: 279-338.