

Universidad Autónoma de Nuevo León

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCION DE POSGRADO



"DISTRIBUCION, GERMINACION Y ESTRUCTURA DE
POBLACIONES DE *Arctostaphylos pungens* HBK, Y SU
RELACION CON EL FUEGO EN DURANGO, MEXICO"

TESIS

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

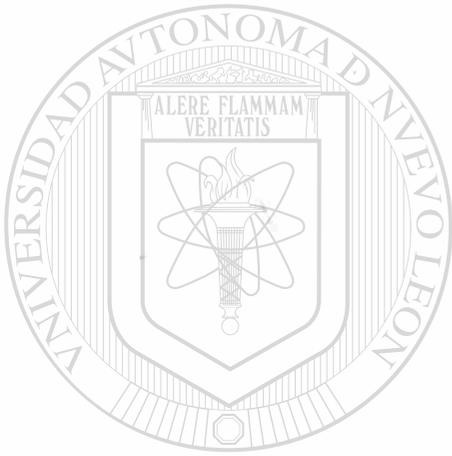
DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD
EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

Presenta:

BIOL., M. C. MARCO ANTONIO MARQUEZ LINARES



1020146136



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**“DISTRIBUCIÓN, GERMINACIÓN Y ESTRUCTURA DE
POBLACIONES DE *Arctostaphylos pungens* HBK, Y SU RELACIÓN
CON EL FUEGO EN DURANGO, MÉXICO”**

TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

DOCTOR EN CIENCIAS

CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

Presenta:

BIÓL., M.C. MARCO ANTONIO MÁRQUEZ LINARES

LINARES, N. L.

JUNIO 2004

D
7.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**“DISTRIBUCIÓN, GERMINACIÓN Y ESTRUCTURA DE
POBLACIONES DE *Arctostaphylos pungens* HBK, Y SU RELACIÓN
CON EL FUEGO EN DURANGO, MÉXICO”**

TESIS

Para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS

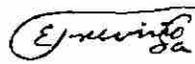
CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

Presentada por:

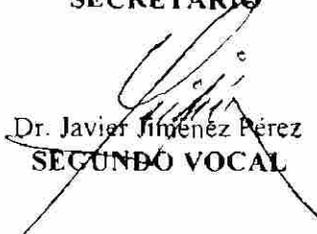
BIÓL. M.C. MARCO ANTONIO MÁRQUEZ LINARES

COMITÉ DE TESIS


Dr. Enrique Jurado Ybarra
PRESIDENTE


Dr. Eduardo Treviño Garza
SECRETARIO


Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón
PRIMER VOCAL


Dr. Javier Jiménez Pérez
SEGUNDO VOCAL


Dra. Celia López González
TERCER VOCAL

Linares, N. L.

Junio del 2004

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**“DISTRIBUCIÓN, GERMINACIÓN Y ESTRUCTURA DE
POBLACIONES DE *Arctostaphylos pungens* HBK, Y SU RELACIÓN
CON EL FUEGO EN DURANGO, MÉXICO”**

TESIS

Para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS
CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES**

Presentada por:

BIÓL., M.C. MARCO ANTONIO MÁRQUEZ LINARES

Dr. Enrique Jurado Ybarra
DIRECTOR DE TESIS

Dra. Celia López González
DIRECTOR EXTERNO

Linares, N. L.

Junio 2004



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctor en Ciencias con especialidad en Manejo de Recursos Naturales. Donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.



Marco Antonio Márquez Linares
Junio del 2004

AGRADECIMIENTOS

Deseo dar las gracias al pueblo de México, quienes a través de la Universidad Autónoma de Nuevo León, el Instituto Politécnico Nacional, el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y el Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango, apoyaron la realización de mis estudios doctorales.

Agradezco de manera especial a Enrique Jurado y a Celia López González, director y director externo de la tesis, quienes desde un principio me han guiado en el entendimiento de la ciencia y su método reflejado en el planteamiento y delimitación de las preguntas de investigación, así como en el desarrollo de la tesis. Además de ofrecerme su apoyo, sugerencias, comentarios y amistad de manera incondicional.

A Eduardo Treviño Garza, asesor, por sus comentarios con respecto a la tesis y a mi desarrollo profesional, así como por las facilidades en el uso del Laboratorio de Geomática de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. A Oscar Aguirre y Javier Jiménez Pérez, coasesores y amigos, por sus valiosos comentarios. A Socorro González Elizondo, por ofrecerme sus conocimientos botánicos y ecológicos de la vegetación de Durango, y especialmente por su incondicional y desinteresada labor de asesora.

A Dora Maria Aguilar quien me apoyó en la puesta en marcha y seguimiento de los experimentos de germinación, además de su interés en los resultados de los diferentes experimentos tomándolos como propios, por lo que el capítulo de germinación es en parte suyo, también apoyó arduamente en la digitalización de la carta de uso de suelo de la microcuenca de El Carpintero. A Yolanda Rodríguez Soto, Alfonso Rodríguez Maturino y Nhilma Vigueras Aguilar quienes apoyaron en algunos muestreos de campo para el capítulo cinco.

A Sandra Cano y Lupita Hernández quienes estuvieron pendientes de todos los asuntos administrativos y escolares dentro del doctorado. A Xanath Antonio Nemiga quien me apoyó en el uso de algunos softwares para la realización del tercer capítulo de la tesis. A Martha González Elizondo por su apoyo, amistad y orientación en todo momento. A Rebeca Alvarez Zagoya por sus comentarios y revisiones al manuscrito, además de su

ánimo en los momentos de duda. A todos los profesores de la Facultad y compañeros, quienes compartieron conocimientos, sugerencias y amistad en el transcurso de los últimos tres años. A todos los científicos citados en esta tesis, quienes con sus trabajos contribuyeron con ideas, datos y conocimiento sobre el tema.

Finalmente, al Espíritu de la Vida (si es que este pudiera ser separado de la vida misma), cuya esencia he captado a veces y por breves momentos mediante el estudio de la Ecología.



DEDICATORIA

Dedico esta tesis simplemente al conocimiento científico, aunque “el conocimiento

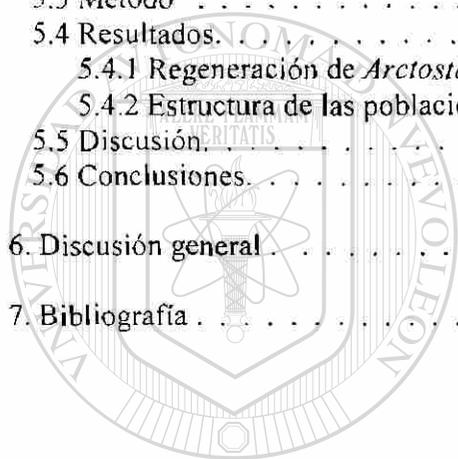
científico” no es algo que exista por sí mismo y que por esto sea independiente del conocedor, ya que es parte del ser humano que conoce el mundo mediante este método. Por

lo anterior, esta pequeña contribución es para aquellos que están interesados en conocer de una manera científica al mundo en el que vivimos, así como a aquellas personas que se preocupan y ocupan por realizar un manejo, aprovechamiento y conservación de los recursos naturales de manera sustentable. Con el deseo de que la presente sirva, en la medida de lo posible, para que este sencillo, pero difícil objetivo, sea logrado.

ÍNDICE

Lista de figuras.	vi
Lista de cuadros.	viii
Resumen General.	ix
1. Introducción General.	1
1.1 Objetivo	3
1.2 Descripción general de la tesis	3
2. Algunos aspectos de la biología, ecología y manejo de la manzanita (<i>Arctostaphylos pungens</i> HBK.)	6
2.1 Resumen	6
2.2 Introducción	7
2.3 <i>Arctostaphylos pungens</i>	10
2.3.1 Breve descripción	10
2.3.2 Frutos y semillas	11
2.3.3 Crecimiento	11
2.3.4 Germinación, viabilidad y dormición.	13
2.4 Respuesta de <i>A. pungens</i> al uso del fuego en prácticas agroforestales.	14
2.5 Posible influencia del cambio climático en el aumento en la distribución y abundancia de los manzanitales.	16
2.6 Papel de la manzanita en la dinámica de la vegetación.	17
2.7 Conclusiones.	21
3. Reemplazo de áreas arboladas por chaparrales y comunidades herbáceas en el periodo 1970-2000 en una microcuenca de Durango, México	22
3.1 Resumen	22
3.2 Introducción	23
3.3 Métodos	25
3.4 Resultados	32
3.5 Discusión	38
3.6 Conclusiones	42
4. Efecto de la escarificación mecánica, térmica, del humo y de extractos de hojarasca chamuscada en la germinación de <i>Arctostaphylos pungens</i> HBK.	43
4.1 Resumen.	43
4.2 Introducción.	44

4.3 Metodología.	47
4.3.1 Descripción de los experimentos.	48
4.3.2 Descripción de los tratamientos.	53
4.4 Resultados.	55
4.5 Discusión.	59
4.6 Conclusiones.	65
5. Efecto del fuego en el establecimiento de <i>Arctostaphylos pungens</i> HBK., en ecosistemas templados semihúmedos de Durango, México.	66
5.1 Resumen.	66
5.2 Introducción.	67
5.3 Método	69
5.4 Resultados.	74
5.4.1 Regeneración de <i>Arctostaphylos pungens</i>	74
5.4.2 Estructura de las poblaciones de <i>Arctostaphylos pungens</i>	76
5.5 Discusión.	79
5.6 Conclusiones.	83
6. Discusión general	84
7. Bibliografía	93



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

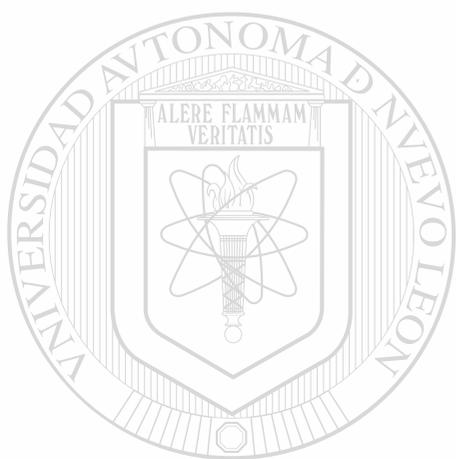


DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Cambios en la superficie ocupada por las diferentes clases de uso de suelo y vegetación de 1995 al 2000 en el estado de Durango.	9
Figura 2.2. Planta de <i>Arctostaphylos pungens</i>	12
Figura 2.3. Flor de manzanita polinizada por una abeja europea (<i>Apis mellifera</i>).	12
Figura 2.4. Fruto maduro de manzanita.	12
Figura 2.5. Frutos de manzanita arrastrados por la escorrentía superficial.	20
Figura 2.6. Regeneración de manzanitas en un sitio quemado en 1998.	20
Figura 2.7. Imagen del tejido vascular de la manzanita	20
Figura 3.1. Bosque de pino con pastizal en la parte media de la cuenca	29
Figura 3.2. Chaparral de manzanita (<i>Arctostaphylos pungens</i>) en las cercanías del poblado Hermenegildo Galeana.	29
Figura 3.3. Chaparral de charrasquillo (<i>Quecurs depressipes</i>).	29
Figura 3.4. Firmas espectrales resumidas de las clases consideradas para el presente estudio.	33
Figura 3.5. Cambios ocurridos en la microcuenca "El Carpintero" entre 1970 y 2000.	35
Figura 3.6. Cambios en la superficie ocupada por las diferentes clases de 2º orden entre 1970 y 2000.	36
Figura 3.7. Cambio en la cobertura vegetal de 1970 a 2000 de la microcuenca del arroyo El Carpintero, Durango	38
Figura 4.1 Semillas de <i>Arctostaphylos pungens</i> sembradas en caja de petry	49
Figura 4.2. Incubación de las semillas a 20° C constantes en oscuridad en una estufa de temperatura controlada.	49
Figura 4.3. Semilla germinada de <i>Arctostaphylos pungens</i>	49

Figura 5.1. Ubicación de los sitios de muestreo	70
Figura 5.2. Imágenes de los sitios estudiados.	71
Figura 5.3. Relación entre el número de verticilos y la altura de <i>Arctostaphylos pungens</i>	77
Figura 5.4. Estructura de alturas de las poblaciones de manzanita en los sitios estudiados.	78



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1 Índice de divergencia transformados para evaluar la separabilidad de las firmas espectrales.	34
Cuadro 3.2 Superficie ocupada por los tipos de vegetación en 1970 y 2000	34
Cuadro 3.3 Cambios ocurridos de 1970 a 2000 en la microcuenca del Arroyo "El Carpintero" sobre la base del análisis de 2 ^o nivel.	37
Cuadro 3.4. Cambios en la superficie de Chaparrales de 1970 al 2000	37
Cuadro 4.1. Viabilidad promedio de semillas de <i>A. pungens</i> después de efectuado el experimento 2.	56
Cuadro 4.2. Porcentaje de viabilidad promedio de las semillas antes y después del experimento 3.	56
Cuadro 4.3. Porcentaje de germinación del Experimento 6.	58
Cuadro 4.4. Análisis de Varianza para el porcentaje de germinación del experimento 6.	59
Cuadro 5.1. Características de los sitios estudiados.	70
<hr/>	
Cuadro 5.2. Análisis de varianza de máxima verosimilitud para los factores "sitio" y "tratamiento" en la regeneración de manzanita.	75
Cuadro 5.3. Contraste de las estimaciones de máxima verosimilitud dentro del factor sitio de la regeneración de manzanita.	75
Cuadro 5.4. Parámetros estructurales del estrato arbóreo-arbustivo de los sitios estudiados y porcentaje de importancia relativo de <i>Arctostaphylos pungens</i>	76
Cuadro 5.5. Parámetros estructurales de la regeneración de especies arbustivas y arbóreas y porcentaje de importancia relativo de <i>Arctostaphylos pungens</i>	76

RESUMEN GENERAL

Arctostaphylos pungens, o manzanita es un arbusto perennifolio común en las serranías de México y el sureste de los Estados Unidos. En las últimas décadas diversos autores han realizado observaciones sobre la conversión de bosques de encino, encino-pino e incluso de pino por chaparrales dominados por esta y otras especies arbustivas, pero estos cambios ni los mecanismos mediante los cuales estos ocurren habían sido evaluados. La manzanita, es una especie dominante en los chaparrales de las laderas orientales de Durango, llega a formar manzanillares muy densos desplazando o suprimiendo la regeneración de las especies arbóreas nativas. El presente estudio tuvo por objeto evaluar los cambios en la vegetación, conocer los mecanismos mediante los cuales germina *A. pungens* en laboratorio y contribuir al entendimiento del papel de esta especie en la dinámica de los bosques de pino encino en el estado de Durango, con el propósito de sugerir acciones de manejo de esta especie.

El primer capítulo presenta la introducción general al tema de investigación, la justificación y relevancia del tema, el planteamiento del problema y la hipótesis general de investigación. En el segundo se realizó una revisión de literatura sobre *Arctostaphylos pungens*, y se aportan datos sobre la estrategia de ciclo de vida de la planta como las tasas de crecimiento, la fenología reproductiva, la producción de semillas, polinizadores, dispersores, usos, que son útiles para entender el papel de esta especie en la sucesión ecológica de los bosques templados semi-secos de México.

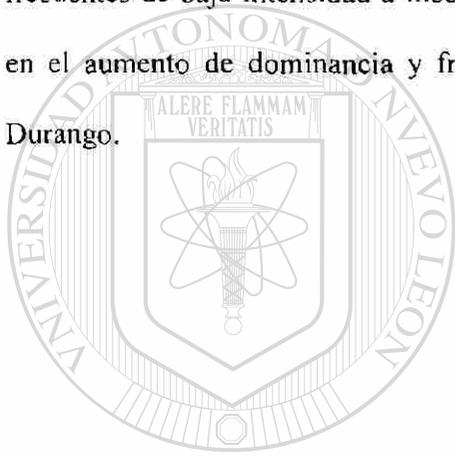
En el tercer capítulo se cuantificó el cambio de bosques templados semisecos a chaparrales, mediante la comparación entre la cobertura de la vegetación existente en la microcuenca del arroyo "El Carpintero" cercana a la ciudad de Durango, México, en 1970 y 2000. Las áreas dominadas por chaparrales y por especies herbáceas aumentaron su extensión de 9,571 a 11,754 ha y de 2,188 a 6,774 ha, respectivamente, a costa de la superficie dominada por arbóreas que disminuyó de 12,952 a 6,193 ha. La tasa de deforestación anual fue de -2.43%. Las principales fuerzas que provocaron este cambio fueron: los incendios forestales, el manejo de recursos basado en la ganadería extensiva, la agricultura de temporal y la extracción de leña como principal fuente de energía.

En el cuarto capítulo se realizaron seis experimentos secuenciales para determinar los factores que estimulan la germinación de semillas de la manzanita, considerando que este aspecto es básico para determinar la relación entre la manzanita y el fuego. Se encontró que la semilla presenta dormición física y esta no se interrumpe cuando las condiciones de germinación son adecuadas. El shock térmico aplicado a las semillas no presentó un efecto significativo por sí mismo. Los factores humo y riego con extractos de madera chamuscada presentaron efectos significativos con 6.25% y 6.5% de germinación respectivamente, estos dos factores combinados presentaron 17.2%, mientras que la germinación más alta se obtuvo aplicando estos dos factores más un periodo de estratificación fría, con 29.7%.

En el quinto capítulo se exploró el papel de los incendios sobre la estructura y reestablecimiento de manzanillares, para lo cual se evaluó la frecuencia de establecimiento de *A. pungens* (manzanita) después de la ocurrencia de incendios en tres sitios de características similares en Durango, México. Se encontró que esta especie se establece

durante los dos años posteriores a la ocurrencia de un incendio; sin embargo, también puede hacerlo en ausencia de fuego, aunque en proporciones muy bajas. La intensidad del incendio y el grosor del mantillo, el cual ofrece protección a las semillas, juegan un papel importante en la respuesta de germinación de esta especie.

Se especula sobre el efecto que la modificación de los regímenes de incendios, de frecuentes de baja intensidad a incendios mas espaciados de mayor intensidad pueda tener en el aumento de dominancia y frecuencia de manzanitas en los bosques semisecos de Durango.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

Arctostaphylos pungens, conocida también como manzanita, manzanilla o pingüica, es un arbusto perennifolio de 1.5 a 4 m de altura, con amplia distribución en la República Mexicana y en el sureste de los Estados Unidos. En México, ocurre en las serranías desde Chihuahua hasta Oaxaca, y de Nuevo León hasta Veracruz, en bosques de pino, pino-encino, encino y chaparrales, principalmente en las laderas de sotavento y en un intervalo altitudinal de 1900 a 2200 msnm. Esta especie puede encontrarse como un elemento del sotobosque en densidades bajas, o formar manzanillares muy densos monoespecíficos en sitios perturbados por el cambio en el uso del suelo, por incendios forestales o con alta pedregosidad e insolación (González 1993)

El género *Arctostaphylos* está compuesto por aproximadamente 50 especies, la mayoría de las cuales son endémicas de California y estados contiguos (Munz y Keck, 1959), y son reconocidas por la estrecha relación que tienen con los incendios forestales, ya sea porque el fuego estimula la regeneración vegetativa o porque poseen semillas refractarias, es decir, que germinan cuando son expuestas al ambiente derivado de los incendios forestales (Keeley 1991, 1992a). Estas cualidades las hacen importantes en ambientes donde los fuegos periódicos son comunes, como en los bosques templados y chaparrales.

Existen varios reportes de que *Arctostaphylos pungens* se desarrolla en sitios incendiados. Rzedowski (1978) señala que *A. pungens* es una planta adaptada al fuego y que prospera en lugares donde los incendios frecuentes han destruido los encinares. González *et al.* (1993) describen la composición y determinismo ecológico de los manzanillares de la Reserva de la Biosfera de la Michilía, indicando que éstos son favorecidos por la escasez de suelo, la alta insolación, la acción desecante del viento, y los incendios. Casas *et al.* (1995) indican que en sitios cercanos a la ciudad de Durango la manzanita tiende a desplazar al bosque de *Pinus-Quercus* debido a un avanzado estado de deterioro del sitio provocado por tala, sobrepastoreo e incendios. González *et al.* (2000) reportaron que en el municipio de Canatlán, Durango, algunos bosques de encino y de encino-pino fueron substituidos por chaparrales de *A. pungens*, *Quercus depressipes* y *Q. striatula*, tanto en áreas de transición como en bosques de pino. Por su parte, Fulé *et al.* (2000) observaron que en la Reserva de la Biosfera de La Michilía, *Arctostaphylos* y *Quercus* se regeneraron en altas densidades como consecuencia de incendios forestales de alta intensidad. En el municipio de Guanaceví, Durango, también se observa la substitución de bosques de encino por manzanitales (obs per).

No obstante la importancia de la manzanilla en los bosques templados de México, existen pocos estudios sobre ella. La mayoría de los reportes encontrados en la literatura sobre la manzanita son observacionales, o forman parte del inventario florístico de diversas regiones (González *et al.* 1993, Márquez-Linares y González 1998), pero no existen estudios específicos sobre la ecología de la especie.

1.1 Objetivo.

El presente trabajo tiene por objetivo aportar información sobre la ecología de *Arctostaphylos pungens* que mejore el conocimiento básico sobre esta especie, para sugerir acciones de manejo ya sea para regular las poblaciones en sitios donde se requiere reestablecer los bosques originales, o bien para establecerlas en sitios donde es necesario restaurar la vegetación. La hipótesis general que se propone es que *Arctostaphylos pungens* desplaza a la vegetación arbórea debido a su capacidad para germinar y establecerse rápidamente en sitios incendiados, perturbación que ha sido muy común en las últimas décadas debido a las sequías generadas por el cambio climático, así como por el uso dado a los bosques templados.

1.2 Descripción de la tesis

El primer capítulo presenta la introducción general al tema de investigación, la justificación y relevancia del tema, el planteamiento del problema y la hipótesis general de investigación.

El segundo corresponde a una revisión de literatura sobre *Arctostaphylos pungens*, así como el aporte de algunos datos obtenidos a lo largo del estudio sobre crecimiento, forma y tamaño de los frutos y semillas y algunas observaciones y mediciones que no fueron escritas en otros capítulos y son importantes para el entendimiento de la ecología de esta especie.

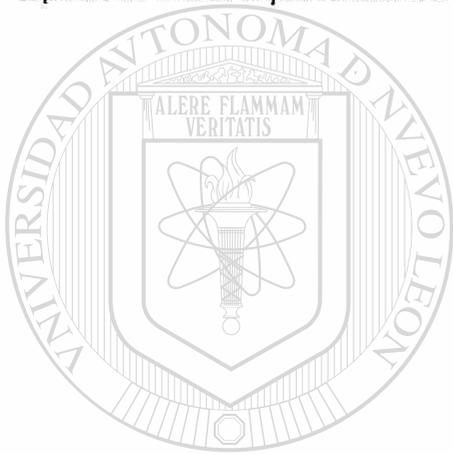
El tercer capítulo, prueba la hipótesis de que los chaparrales, en los cuales la manzanita es uno de los elementos de mayor importancia en el estado de Durango, han desplazado a los bosques de encino-pino en una microcuenca cercana a la ciudad de Durango, Dgo. Para este estudio se realizó una comparación entre la vegetación existente en 1975 y el año 2000 mediante el uso de un sistema de información geográfica e imágenes de satélite Landsat TM+.

El cuarto capítulo, prueba la hipótesis de que la germinación de las semillas de *Arctostaphylos pungens* es estimulada por factores derivados del fuego, como la temperatura, el humo, y los lixiviados de madera y hojarasca chamuscada. Para ello se estableció una serie de experimentos secuenciados de germinación con condiciones controladas, con objeto de determinar el efecto de cada tratamiento en la germinación de esta especie.

El quinto capítulo establece como hipótesis que la manzanita germina únicamente en respuesta a los incendios, por lo cual su regeneración en sitios quemados debe ser abundante, mientras que en rodales no quemados contiguos se espera no exista regeneración de esta especie; además, bajo esta hipótesis, las poblaciones de manzanita en los rodales no quemados deben ser coetáneas. El procedimiento para probar la hipótesis fue la evaluación de la regeneración y estructura de las poblaciones de la manzanita en tres localidades, seleccionadas por tener un sitio quemado y otro no quemado, en condiciones de topografía, altitud y clima similares, para de este modo realizar contrastes entre estas dos condiciones.

El sexto capítulo plantea la discusión general de la tesis y establece algunos elementos para el manejo de la manzanita.

Cada capítulo se presenta en forma de artículo científico, con la salvedad de que las referencias de todos ellos se encuentran concentradas en una sola sección al final de la tesis y en algunos se presentan una serie de fotografías no enviadas para su publicación. En cada capítulo se indica a qué revista fue sometido.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 2

ALGUNOS ASPECTOS DE LA BIOLOGÍA, ECOLOGÍA Y MANEJO DE LA MANZANITA (*Arctostaphylos pungens* HBK.)*

2.1 RESUMEN

La manzanita (*Arctostaphylos pungens*) es una planta común y ampliamente distribuida en las serranías de México. Su abundante producción de semillas, su capacidad para germinar como consecuencia de los incendios forestales y su habilidad para adaptarse a ambientes perturbados, en conjunto con las prácticas extensivas de ganadería y de uso del fuego en estas áreas, ha generado que los chaparrales de manzanita ocupen cada vez mayores extensiones, reemplazando en muchos lugares a los encinares y a los bosques de pino. Si las prácticas de manejo continúan como hasta ahora, es posible que su substitución por especies arbóreas como consecuencia de la sucesión vegetal, no suceda a corto plazo. Por otra parte, en términos generales la especie está siendo favorecida por el cambio climático en aquellos lugares en que los árboles mueren por sequía o incendios y la manzanita ocupa su lugar. El presente trabajo explora los mecanismos mediante los cuales ocurre la substitución de encinares y pinares por chaparrales de manzanita.

*Enviada para su publicación en la revista "Ciencia UANL"

Abstract

The Mexican manzanita (*Arctostaphylos pungens*) is a common and widely distributed plant in the Mexican mountains. It has an abundant seed production, high capacity to germinate after fire and good adaptation to disturbed environments. Manzanita chaparral is becoming increasingly abundant, especially in zones where fires are frequent as well as in overexploited areas, either by grazing or logging, and it is replacing oak and pine forests. It is likely that manzanitales will persist for a long time and that they will expand if those practices continue. Also, in general, climatic change is favouring the expansion of this species in places where trees are killed by fire or drought. This paper explores the mechanisms of replacement of pine and oak forest by chaparral.

2.2 INTRODUCCIÓN

Los chaparrales son comunidades arbustivas características de climas mediterráneos, en donde la precipitación oscila entre 350 y 600 mm, los inviernos son fríos y húmedos y la temporada de sequía se prolonga hasta el verano. Durante la sequía se producen incendios periódicos, lo cual favorece especies que poseen adaptaciones para sobrevivir o regenerarse después de estos eventos (Keeley 1991). Los chaparrales mejor estudiados son los Californianos y los Europeos, para los que hay abundantes trabajos que abordan desde la biología de las especies que los componen y sus adaptaciones para responder a ese tipo de ambientes (p.e. Keeley 1977, Barrio *et al.* 1999), hasta estudios sobre dinámica de la vegetación y su respuesta a incendios (p.e. Odion y Davis 2000, Keeley 1992b).

En México, además de los chaparrales de Baja California, se desarrolla otro tipo de vegetación con características análogas a los chaparrales Californianos y Europeos, aunque a diferencia de éstos, se encuentran en climas templados con lluvias en verano. Entre las características comunes de estos dos tipos de vegetación están el que se componen de especies arbustivas perennifolias (*Quercus*, *Arctostaphylos*, *Ceanothus*, *Rhamnus*), ambos con alta densidad, altura que va de 0.5 a 3(4) m, y que dependen del fuego para su renovación. Por estas razones este tipo de vegetación es denominado por el INEGI y por el INE como Chaparral; aunque se le ha denominado Matorral esclerófilo submontano (González 1974) y Rzedowski (1978) los trata como "chaparrales" dentro de la categoría de matorral xerófilo o de encinares arbustivos. Se desarrollan en las áreas de transición entre los pastizales de clima semiárido y los bosques semihúmedos en las laderas secas de las serranías del Altiplano Mexicano y en los flancos a sotavento tanto de la Sierra Madre Oriental como de la Sierra Madre Occidental, en sitios que corresponden a las zonas limítrofes entre los climas templado seco (BS) y templado subhúmedo (Cw) de la clasificación de Köppen modificada por García (1973).

En particular, en la Sierra Madre Occidental se presenta la substitución de bosques de encino-pino por chaparrales secundarios. En Durango, la SECOPE (2003) estimó que los chaparrales pasaron de 1,234 km² en 1995 a 3,287 km² en el año 2003, lo que representa una tasa de cambio anual de 1.66%, a costa de una reducción de la superficie forestal, la cual disminuyó 2,821 km² y representó una tasa de cambio de -2.29% (Figura 2.1). Márquez-Linares (capítulo 3) estimó en una microcuenca cercana a la ciudad de Durango un aumento en la superficie ocupada por chaparrales y pastizales a costa de la

superficie dominada por especies arbóreas, lo cual representó una tasa de deforestación de -2.34% anual. La sustitución de bosques de pino y/o encino por chaparrales secundarios tiene consecuencias ecológicas y económicas importantes, ya que la producción de servicios ambientales como la captura de carbono, la regulación de los ciclos hidrológicos, la estética del paisaje y, en general, su valor económico es menor en los chaparrales que en las comunidades forestales originales.

Una de las especies más conspicuas de los chaparrales secundarios es la manzanita o pingüica (*Arctostaphylos pungens* HBK.), la cual debido a su plasticidad ecológica, llega a ser especie dominante en extensas áreas, formando a veces barreras impenetrables. El presente trabajo reúne datos existentes en la literatura y resultados preliminares de investigaciones llevadas a cabo sobre esta especie, las cuales aportan información sobre algunos de los mecanismos mediante los cuales los chaparrales llegan a desplazar a largo plazo a las comunidades arbóreas.

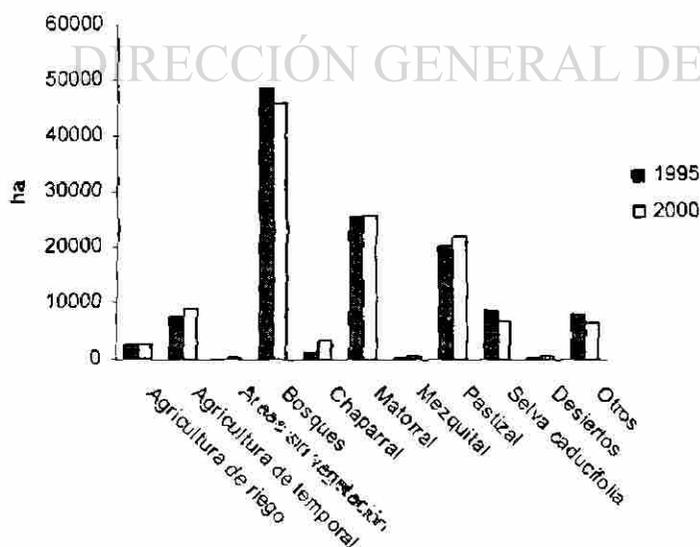


Figura 2.1. Cambios en la superficie ocupada por las diferentes clases de uso de suelo y vegetación de 1995 al 2000 en el estado de Durango. Fuente: Inventario Nacional Forestal 2000.

2.3 *Arctostaphylos pungens* HBK, breve descripción.

2.3.1 Distribución y descripción botánica. *Arctostaphylos pungens* se distribuye desde el sur de los Estados Unidos hasta Veracruz y Oaxaca, en muchos tipos de vegetación y en un amplio intervalo altitudinal, que va de los 1375 a los 3230 msnm (Diggs 1995). Es una especie leñosa, perenne, usualmente de 0.5 a 3 m de altura, ramificada desde la base, de corteza de color café rojizo a rojo-púrpura, exfoliante (la corteza externa se abre y se despega como una hoja de papel); las hojas son coriáceas, elípticas, de 1 a 3.3-(5.2) cm de largo (Figura 2.2). La flor es urceolada, de color blanco a rosa mexicano y agrupada en racimos de 5 a 8-(24) flores; puede florecer durante todo el año pero lo hace masivamente al final del invierno, y en ocasiones, dependiendo de la abundancia de lluvias, a principios de verano. Es polinizada principalmente por abejas, aunque se ha observado también a dípteros y lepidópteros (Figura 2.3). Por su tolerancia a diferentes condiciones ecológicas y su aspecto, la manzanita tiene un alto potencial como especie ornamental.

La presencia o ausencia de una base de la que se producen rebrotes después de incendios separa a las especies de *Arctostaphylos* en dos grupos; *Arctostaphylos pungens* forma parte del grupo en el que no se presentan rebrotes de la base de la planta. Las especies de ambos grupos pueden presentar reproducción vegetativa a partir de extremos de ramillas que quedan enterrados en el mantillo, los cuales enraízan y dan lugar a clones de la planta (Biswell 1974). Esto se observó por el autor en *A. pungens* en la Reserva de la

Biosfera de la Michilía y en la Flor, aunque son casos excepcionales por lo que no constituyen una estrategia reproductiva de la planta.

2.3.2 Frutos y semillas. El fruto es una drupa globosa deprimida, lisa, de aproximadamente 5-8(11) mm, carnosa y comestible (Figura 2.4). Madura al final de la primavera y/o finales del verano. Cuando madura es de color amarillo, pero este color se torna rápidamente a café rojizo. Los frutos permanecen entre uno y dos meses en la planta, después de lo cual caen al suelo en donde pueden ser arrastrados por la escorrentía superficial (Figura 2.5), formar abundantes bancos de semillas bajo la planta madre, o ser consumidos por coyotes, zorras, conejos, roedores, venado cola blanca (Galindo 1998), osos (Herrera 2002), guajolotes silvestres (Rumble y Anderson 1996), e incluso por hormigas (obs. per.). Las semillas, en número de 4 a 7(10), tienen los tegumentos endurecidos (forma huesecillos) y en ocasiones permanecen unidas en grupos de 2 a 3. Individualmente cada semilla tiene forma de gajo y mide en promedio 3.2 mm de largo y 2.6 mm de ancho (Márquez-Linares 2002). La producción de frutos es abundante al final de la primavera. No existen reportes sobre la producción de semillas, pero en otras especies del género se ha estimado que en el suelo se pueden hallar hasta 4 millones de semillas por hectárea (Kauffman 1986, Keeley 1977).

2.3.3 Crecimiento. *Arctostaphylos pungens* puede crecer hasta cuatro metros de altura. Una estimación del crecimiento vegetativo realizada en tres poblaciones de manzanita en Durango (Márquez-Linares, sin publicar), arrojó un promedio de crecimiento anual de 7.5 ± 0.2 (n=300) cm de altura en un año. Esto puede significar que

las plantas de mayor altura (4 m) tendrían alrededor de 50 años, mientras que una de 1.5 m de altura tendría alrededor de 20 años.



Figura 2.2. Planta de *Arctostaphylos pungens*, nótese la ramificación desde la base y el follaje siempre verde.



Figura 2.3. Flor de manzanita polinizada por una abeja europea (*Apis mellifera*).



Figura 2.4. Fruto maduro de manzanita, el color naranja cambia rápidamente a café oscuro, en la planta puede permanecer hasta seis meses.

2.3.4 Germinación, viabilidad y dormición. Los mecanismos de germinación de la semilla de *A. pungens* son aún poco entendidos; sin embargo, es casi seguro que estén relacionados con algún factor derivado del fuego. Kauffman (1986) al exponer semillas viables a tratamientos térmicos similares a los ocurridos durante incendios superficiales, encontró un porcentaje de germinación menor al 2%. Por su parte Márquez-Linares (capítulo 4) encontró resultados similares al exponer semillas de manzanita a temperaturas que van de 60 hasta 250° C por 5 minutos. En general, para otras especies del género se han encontrado porcentajes de germinación que no sobrepasan el 19% (Keeley 1977, 1987). Dado que varios autores indican que se establece abundantemente en áreas quemadas (Rzedowski 1978, Fulé *et al.* 2000, González *et al.* 2000) se especula que el shock térmico no sea el único factor que induce la germinación. En otras especies asociadas a fuego se ha encontrado que la combinación del calor y cenizas rompen la dormición e inducen la germinación (Keeley y Fotheringham 1998). Debido a que los frutos de manzanita son consumidos por diversos animales, se ha especulado también que las semillas puedan germinar como consecuencia del paso de la semilla por el tracto digestivo de carnívoros y herbívoros; sin embargo, tanto Kauffman (1986) como Márquez-Linares (capítulo 4) no lograron hacer germinar semillas viables que fueron colectadas en excretas de coyotes y zorras.

Al parecer, el tipo de dormición que presenta la semilla de la manzanita es físico ya que Márquez-Linares (capítulo 4) encontró que mediante escarificación mecánica el 34% de las semillas germinaron. Este tipo de dormición es característico de especies con semillas de cubierta dura y se produce por la impermeabilidad de la testa al agua o a los gases atmosféricos (Baskin y Baskin 1998).

Se ha estimado que las semillas de *Arctostaphylos* pueden permanecer viables más de 100 años (Keeley 1987). En un lote de semillas recién colectado (Capítulo 4), se estimó un promedio de viabilidad de $87 \pm 3.2\%$ mientras que en muestras de semillas colectadas en el suelo fue en promedio de 20%. Por su parte Anderson (1985), en el suelo de un bosque de coníferas maduro de la Sierra Nevada en California, encontró 1,460,000 semillas de *Arctostaphylos viscida* por acre (4,047 m²), con un promedio de viabilidad de 35%.

2.4 Respuesta de *A. pungens* al uso del fuego en prácticas agroforestales.

Rzedowski (1978) señala que *A. pungens* es una planta adaptada a incendios; de acuerdo con éste, la manzanita prospera en lugares donde los incendios frecuentes han destruido

los encinares. González *et al.* (1993) describen la composición y determinismo ecológico de los manzanillales de la Reserva La Michilía, indicando que éstos son favorecidos por

la escasez de suelo, la alta insolación, la acción desecante del viento, y los incendios.

Casas *et al.* (1995) indican que en sitios cercanos a la ciudad de Durango la manzanita tiende a desplazar al bosque de *Pinus-Quercus* debido a un avanzado estado de deterioro del sitio provocado por tala, sobrepastoreo e incendios. González *et al.* (2000) reportaron que en el municipio de Canatlán, Durango, algunos bosques de encino y de encino-pino fueron substituidos por chaparrales de *A. pungens*, *Quercus depressipes* y *Q. striatula* tanto en áreas de transición como en bosques de pino. Por su parte Fulé *et al.* (2000) observaron que en la Reserva de la Biosfera de La Michilía *Arctostaphylos* y *Quercus* se

regeneraron en altas densidades como consecuencia de incendios forestales de alta intensidad, mientras que González *et al.* (2001) reportan que la principal tendencia sucesional en Durango es la retracción de los bosques templados hacia mayores elevaciones y su substitución por matorrales secundarios favorecidos por incendios. En el municipio de Guanaceví, Durango, también se observa la substitución de bosques de encino por manzanitales (obs. per).

Un posible mecanismo mediante el cual aumenta la densidad y extensión de los manzanitales está relacionado con el uso del fuego y la manera como el ganado se alimenta. El ganado generalmente no se alimenta bajo la cobertura de la manzanita puesto que, por un lado, las hojas no son palatables, y por otro las ramas bajas impiden su paso a esta zona. Como consecuencia, los pastos y hierbas crecen más altos y densos bajo estas áreas. Cuando ocurre un incendio, generalmente producido como un medio

para promover renuevos de pastos, éste alcanza una mayor intensidad y altura, tanto por las ramas bajas de la manzanita como por los pastos y hierbas que crecen bajo su cobertura, quemando de este modo a los arbustos y liberando espacio de crecimiento. En el caso de la manzanita, bajo su cobertura se encuentra una mayor concentración de semillas, y éstas se encuentran a diferentes profundidades dentro del mantillo de hojarascas, la cual es un aislante del calor. Una proporción de semillas se encuentra justo en el lugar en que la temperatura, el humo y las cenizas son óptimos para su germinación. Como consecuencia, en la siguiente temporada de lluvias se presenta un abundante número de plántulas de *Arctostaphylos*, generalmente alrededor de la planta madre, ahora muerta por el fuego anterior (figura 2.6). El incremento de la densidad de los manzanitales debido a los incendios recurrentes se observa con frecuencia a lo largo

de las carreteras, donde los incendios provocados por los transeúntes son comunes. Es posible entonces que el aumento en densidad y superficie ocupada por esta especie y otras fuego-dependientes, estén asociados a un aumento en la frecuencia de incendios derivada del uso del fuego para el manejo de agostaderos.

2.5 Posible influencia de cambio climático en el aumento en distribución y abundancia de los manzanitales

El cambio climático es también un factor que influye en el desplazamiento de los bosques de encino-pino por chaparrales. Hughes (2000) señala que entre los posibles efectos del cambio climático sobre los seres vivos está la tendencia de algunas especies a desplazarse hacia mayores altitudes o hacia los polos como consecuencia de los cambios en las condiciones ecológicas del ambiente. Es posible que, por esta razón, los bosques de encino-pino estén desplazándose hacia altitudes más elevadas, dejando su lugar a especies con mayor tolerancia a la sequía y las perturbaciones recurrentes, como son las especies de chaparral. Algunas evidencias de este fenómeno son el aumento en la superficie ocupada por chaparrales y la muerte de arbolado de encino que se observa en altitudes bajas en la Reserva de la Biosfera de La Michilía, en Durango (Alvarez *et al.* 2001) y en algunos otros lugares de México. Aunque la manzanita también es afectada por estrés hídrico, en términos generales se ve favorecida por el cambio climático en aquellos lugares en que los árboles mueren por sequía.

2.6 Papel de la manzanita en la dinámica de la vegetación.

La sucesión es el proceso mediante el cual las comunidades vegetales se reemplazan unas a otras después de que ocurre una perturbación, tanto en escalas locales como regionales, hasta que se reestablece una comunidad vegetal más o menos similar a la que existía antes de ocurriera la perturbación (Wittaker 1975). En el caso de las comunidades forestales que aquí se tratan, algunos autores consideran que los chaparrales son comunidades secundarias y representan una etapa sucesional hacia el reestablecimiento de los bosques de pino-encino, pero que pueden ser mantenidas a largo plazo por incendios recurrentes (Rzedowski 1978). En estos casos y en ausencia de perturbaciones, se ha observado que la sucesión no es un proceso de corta duración. Por ejemplo, en un bosque de piñon-junípero de California, Wangler y Minnich (1996) calcularon que después de que ocurrieron incendios de copa, los sitios fueron invadidos por arbustos, y que esta etapa, denominada "arbustiva" podría durar entre 50 y 100 años antes de ser substituida por las especies arbóreas originales. En chaparrales dominados por *Arctostaphylos pajaricensis*, en ausencia de incendios, este arbusto suprimió a otros arbustos y hierbas, como resultado de la mayor altura relativa, y se estima que a la larga esta especie pueda ser desplazada por especies que no dependan del fuego para germinar, como *Quercus agrifolia* (Van Dike y Holl 2001). En los primeros años de la fase arbustiva las especies de *Arctostaphylos* compiten ventajosamente por agua y/o por espacio de crecimiento con los renuevos de coníferas, sobre todo en el primer metro de profundidad del suelo, de modo que el establecimiento y crecimiento de plántulas de coníferas puede ser suprimido por muchas décadas (Conard y Radosевич 1982; Conard et al. 1998; McDonald y Fiddler 1999).

La sustitución de manzanitales por comunidades arbóreas se observa en algunas localidades de La Michilía y de El Mezquital, en el estado de Durango, en las cuales no han ocurrido incendios al menos en los últimos 20 años. En estos lugares la manzanita alcanza de tres a cuatro metros de altura y quizá entre 40 y 50 años de edad y se observa mortalidad de individuos aparentemente seniles. La causa de su muerte probablemente es debida a la pudrición de la corteza en la base del tallo, por efecto de la acumulación de su propia hojarasca o bien, porque al crecer el tallo se corta la circulación de la savia. Dado que en esta especie, como en todas las del género, el tejido vascular forma hilos o franjas "pegadas" al tejido muerto (bark stripping) (Davis 1973); al crecer la planta estos hilos se rompen causando su muerte (figura 2.7). Esto explicaría por que los rodales de plantas de mayor tamaño (3 a 4 m) generalmente son menos densos y con mayor número de individuos de especies arbóreas.

Dado que el tiempo necesario para pasar la fase arbustiva es muy largo, los sitios manejados con propósito de producción de madera y que se encuentran invadidos por matorrales de *Arctostaphylos patula* y/o *Ceanothus* spp., son tratados con herbicidas o defoliadores químicos, con el fin de eliminar la competencia con las plántulas y juveniles de especies de coníferas, y de este modo reducir el período de reemplazo (Ketchum *et al.* 2000).

Sin embargo, no todos los aspectos relacionados con la manzanita son desfavorables, ya que ésta tiene un papel importante como restaurador del suelo en sitios erosionados y como alimento de la fauna silvestre. De manera natural, esta planta prospera en sitios

pedregosos o con afloramiento de roca madre, en donde es productora de hojarasca y a la larga forma suelo para el establecimiento de otras especies. En California se ha observado que las especies arbustivas funcionan como nodrizas de las especies arbóreas (*Juniperus spp.* y *Pinus monophylla*) debido al mejoramiento del suelo y al cambio en el microclima, los cuales favorecen la sobrevivencia de las plántulas de estas especies (Wangler y Minnich 1996).

En Durango, y en general en México, se ha puesto poca atención al estudio de *A. pungens*, tanto desde el punto de vista de las pérdidas que puede causar al competir por espacio y nutrientes con especies de mayor valor económico (gramíneas o árboles), como el de su potencial para la recuperación y restauración de áreas degradadas. Finalmente, cabe mencionar que la manzanita tiene además usos que no han sido aprovechados plenamente, como la elaboración de carbón, como planta ornamental viva o muerta, y como planta medicinal (González 1984, Bye 1986).

2.7 CONCLUSIONES

Arctostaphylos pungens es una especie clave a considerar para el manejo de las áreas forestales, tanto por su respuesta a los incendios forestales como por su papel en la posible recuperación o restauración de áreas degradadas. Su estrategia ecológica, basada en una producción abundante de frutos, su dispersión por una gran variedad de mamíferos y aves, así como por la escorrentía superficial, la germinación fuego-dependiente, y la propensión a causar incendios intensos en su entorno, le permiten



Figura 2.5. Frutos de manzanita arrastrados por la escorrentía superficial.



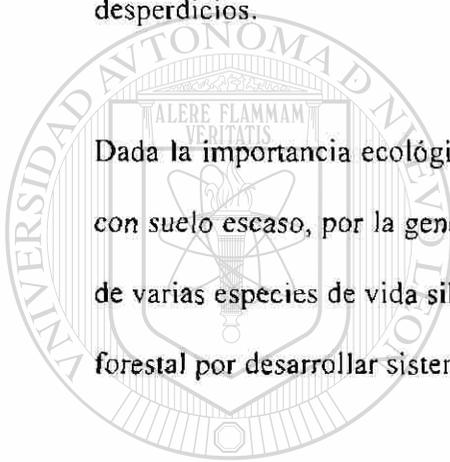
Figura 2.6. se observa la abundante regeneración de manzanitas en un sitio quemado en 1998. Nótese al fondo los esqueletos de las plantas madres que fueron muertas en el incendio. Fotografía tomada en 2003 en la reserva de la Biosfera de la Michilia, Durango.



Figura 2.7. Se aprecia el tejido vascular en forma de franjas o hilos, adherido al tejido muerto en una planta de manzanita

desplazar a otras especies en muchos lugares de México. Si el manejo de las áreas de transición, orientado al uso del fuego para propiciar el crecimiento de pastos continúa como hasta ahora, es probable que esta especie siga incrementado su densidad y extensión. En ausencia de fuego su reemplazo podría tardar hasta 50 años, por lo cual podría ser conveniente, en caso de buscar sustitución por especies arbóreas, realizar su extracción mediante prácticas mecánicas, pero sin el uso del fuego para el control de los desperdicios.

Dada la importancia ecológica de esta planta, por su capacidad para sobrevivir en sitios con suelo escaso, por la generación de sustrato y por su papel clave para la alimentación de varias especies de vida silvestre, es importante encauzar esfuerzos por parte del sector forestal por desarrollar sistemas de manejo de esta valiosa especie.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 3

REEMPLAZO DE ÁREAS ARBOLADAS POR CHAPARRALES Y COMUNIDADES HERBÁCEAS EN EL PERIODO 1970-2000 EN UNA MICROCUENCA DE DURANGO, MÉXICO*

3.1 RESUMEN

Se realizó una comparación entre la cobertura de la vegetación existente en la microcuenca del arroyo "El Carpintero" cercana a la ciudad de Durango, México, en 1970 y 2000. Las áreas dominadas por chaparrales y por especies herbáceas aumentaron su extensión de 9,571 a 11,754 ha y de 2,188 a 6,774 ha, respectivamente, a costa de la superficie dominada por arbóreas, que disminuyó de 12,952 a 6,193 ha. La tasa de deforestación anual fue de -2.43%. Las principales fuerzas que provocaron este cambio fueron: el manejo de recursos basado en la ganadería extensiva, la agricultura de temporal y la extracción de leña como principal fuente de energía, los incendios forestales y la sobreexplotación del bosque en la década de los años 50's.

*Envía para su publicación a la revista "Investigaciones Geográficas"

Abstract

A comparative study from 1970 to 2000 was made on vegetation cover present in the micro watershed "El Carpintero", near Durango City, in Durango State, Mexico. Areas with predominant chaparral shrubs and herbaceous species expanded from 9,571 ha to 11,754 ha and from 2,188 ha to 6,774 ha, respectively, replacing forested areas, which were reduced from 12,952 ha to 6,193 ha. Annual deforestation was -2.43%. Main forces that caused this change were: resource management based in extensive livestock, non-irrigated agriculture and wood extraction as main energy source, forest fires, and forest overexploitation during the 1950's.

3.2 INTRODUCCIÓN

El análisis de los cambios que ocurren en la vegetación a través del tiempo y del espacio permite entender cómo operan los procesos de regeneración, sucesión o degradación de los ecosistemas. Los resultados de este análisis indican que el ser humano es sin duda el principal agente transformador de los ecosistemas (Vitousek *et al.* 1997). El impacto de sus actividades ha generado a escala mundial la pérdida de biodiversidad y el calentamiento global, a escala regional alteración de los ciclos hidrológicos, deforestación, pérdida de hábitat y cambio en la distribución y abundancia de la vida silvestre.

En particular, en el estado de Durango, México, en los flancos orientales de la Sierra Madre Occidental, se han observado cambios en la vegetación en altitudes que van de 1,900 a 2,400 m. En muchas de estas áreas, normalmente ocupadas por bosques bajos abiertos de clima semiseco, donde las principales especies arbóreas son *Quercus grisea*, *Q. arizonica*, *Q. hartwegii*, *Q. chihuahuensis*, *Q. emory* y *Q. eduardii* asociados con *Pinus cembroides*, *P. chihuahuana* y *P. engelmannii* (González 1992), éstos son substituidos por chaparrales y matorrales secundarios. Casas *et al.* (1995) indicaron que en sitios cercanos a la ciudad de Durango los bosques de *Pinus - Quercus* fueron desplazados por *Arctostaphylos pungens*, mientras que los de *Q. eduardii* fueron substituidos por *Dodonea viscosa*. González *et al.* (2000) reportaron que en el municipio de Canatlán, Durango, algunos bosques de encino y de encino-pino de las áreas de transición entre los pastizales y los bosques templados, fueron substituidos por chaparrales de *A. pungens*, *Q. depressipes* y *Q. striatula*. Fulé *et al.* (2000) indicaron que en la reserva de la biosfera La Michilía, *A. pungens* y *Quercus sp* se regeneraron en altas densidades como consecuencia de incendios forestales de alta intensidad. La substitución de bosques por chaparrales tiene consecuencias ecológicas importantes, como la disminución de la cobertura y la biomasa; además, las actividades económicas en los chaparrales se reducen a la producción de leña para consumo doméstico.

Algunas de las preguntas que surgen al observar el reemplazo de bosque de encino-pino por chaparrales son: 1) ¿Cuál es su importancia en términos de superficie?, 2) ¿persistirán como comunidades secundarias relativamente estables? y, 3) ¿cual es la causa de estos cambios?

En este trabajo se tiene por objetivo evaluar los cambios de la vegetación en el periodo comprendido entre 1970 y 2000 en una microcuenca de los municipios de Canatlán y Durango, y relacionarlos con la información existente sobre su manejo. Las hipótesis que se proponen son: a) Los chaparrales están desplazando a los bosques, por lo tanto su superficie en el año 2000 es mayor que en 1970 y b) Los chaparrales son comunidades estables a largo plazo por lo que los chaparrales existentes en 1970 continúan siéndolo en el año 2000.

3.3 MÉTODO

El trabajo se realizó en la microcuenca del arroyo "El Carpintero", el cual es una de los principales afluentes de la presa Peña del Águila, importante abastecedora de agua para amplias regiones agrícolas del Valle del Guadiana. Se localiza entre los 24° 05' y 24° 20' N, y 104° 41' y 105° 00' W (Figura 3.6), y tiene una superficie de 40,803.5 ha; la altitud varía de 1,900 a 2,820 msnm. En la parte alta de la cuenca se encuentran mesetas, en la parte media mesetas, lomeríos y cañadas profundas, y en la parte baja existen áreas planas donde se realizan actividades agrícolas.

De acuerdo a la clasificación climática de Köppen modificada por García para México, el clima en las partes bajas de la microcuenca corresponde a C(W₀), templado subhúmedo, con lluvias en verano, mientras que en la más alta corresponde a C(E)(w₂), semifrío subhúmedo con lluvias en verano. En la estación climatológica "El Pino" cercana a la parte alta de la cuenca, la precipitación promedio anual es de 634 mm y la temperatura media anual de 16.2 °C (INEGI 1995).

En el área se desarrollan bosques templados secos y semisecos de pino, pino-encino, encino, chaparrales, matorral crasicaule, pastizal inducido, vegetación secundaria, así como áreas erosionadas con escasa vegetación. Las especies arbóreas de mayor relevancia en el área son *Pinus cooperi*, *P. leiophylla* y *P. teocote*, *Quercus grisea*, *Q. chihuahuensis* y *Q. sideroxyla*, *Juniperus deppeana* y *Arbutus* sp. Las arbustivas más comunes son *Arctostaphylos pungens*, *Quercus depressipes*, *Q. striatula* y *Ceanothus* sp., mientras que las herbáceas pertenecen a los géneros *Stipa*, *Agrostis*, *Andropogon* y *Bouteloua*, así como a otras especies de herbáceas ruderales.

La parte alta de la micro-cuenca incluye 6 ejidos y dos propiedades particulares, en ella se localizan dos poblados donde habitan 139 personas (INEGI 2000), aunque la mayoría de la población económicamente activa ha emigrado de la región. La economía se basa en la agricultura de temporal y la ganadería extensiva.

Para determinar los cambios en la vegetación ocurridos en la superficie de la cuenca en el periodo 1970-2000 se comparó la distribución espacial existente en estos años mediante un Sistema de Información Geográfica. La distribución de la vegetación en 1970 fue obtenida de las cartas de uso de suelo y vegetación editadas por DETENAL en 1980 (claves G13D61 y G13D71) escala 1:50,000 elaboradas con fotografías aéreas de 1970, mientras que la distribución de la vegetación en el año 2000 se cartografió a partir de una imagen Landsat ETM+. Las fronteras de la cuenca fueron identificadas visualmente sobre las cartas topográficas haciendo uso de las curvas de nivel. Los límites obtenidos, así como los polígonos de las cartas de uso de suelo fueron capturados

con una tableta digitalizadora con el programa Carta Linx (Hagan *et al.* 1998). La captura fue evaluada y corregida mediante el muestreo de 300 polígonos.

Categorías empleadas. El análisis de los cambios en la cobertura de la vegetación ha sido estudiado mediante diferentes metodologías que incluyen la comparación de fotografías aéreas tomadas en diferentes fechas (Hart y Laycock 1996, Miller 1999); el uso de cartas de vegetación existentes para compararlas con cartas producidas mediante clasificación de imágenes digitales provenientes de satélite (Miller 1999, Treviño 2001, Velásquez *et al.* 2001), o bien comparando cartografías producidas únicamente con imágenes de satélite (Velásquez *et al.* 2001). La comparación de las unidades vegetales por cualquiera de los procedimientos descritos presenta problemas derivados de la diferencia en los criterios de los intérpretes, así como de las categorías y las escalas empleadas; por lo cual es necesario aplicar generalizaciones o un sistema de equivalencias con objeto de hacer comparaciones válidas. En el presente estudio se utilizó el segundo método, simplificando la leyenda de la carta de uso de suelo y vegetación de 1970 mediante la agregación de categorías similares en clases más generales; el propósito de la agregación fue que las nuevas categorías pudieran ser compatibles con los resultados del análisis de la imagen multiespectral. De este modo se determinaron dos niveles de agregación: 3 categorías al nivel de tipo de vegetación dominante (primer orden) y 10 categorías al nivel de vegetación dominante y subdominante (segundo orden). Las categorías de primer orden fueron:

- Bosque o áreas con árboles como elementos dominantes(B₁)
- Chaparrales, áreas donde las especies dominantes son arbustos..... (ML₁)

- Pastizales, áreas donde los elementos dominantes son gramíneas y herbáceas (P_i)

Los bosques incluyen comunidades de cualquier composición florística con dosel cerrado a semiabiertas en las cuales la cobertura arbórea es dominante (Figura 3.1); los chaparrales comprenden manzanitales cerrados o abiertos en combinación con encinos arbustivos y gramíneas (Figuras 3.2 y 3.3), los pastizales incluyen pastizales inducidos con herbáceas y suelo con algún grado de erosión, así como aquellos con elementos arbóreos o arbustivos dispersos.

Las categorías de segundo orden fueron:

- Bosques con dosel cerrado (B)

- Bosques abiertos con chaparral (B-ML)
- Bosques abiertos con pastizal (B-P)
- Chaparrales (de *A. pungens* o de *Quercus depressipes*)... (ML)
- Chaparrales con elementos arbóreos dispersos (ML-arb)
- Chaparral con herbáceas y gramíneas (ML-P)
- Pastizal, herbáceas y suelo desnudo (erosión) (P)
- Pastizal, herbáceas con árboles dispersos (P-arb)
- Pastizal, herbáceas con elementos de chaparral (P-ML)



Figura 3.1 Bosque de pino con pastizal (B-P) en la parte media de la cuenca.

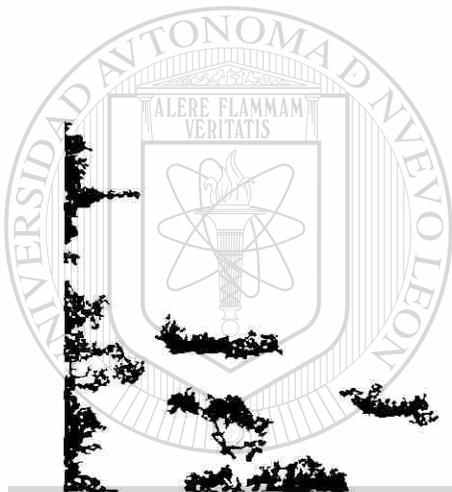


Figura 3.2. Chaparral (ML) de manzanita (*Arctostaphylos pungens*) en las cercanías del poblado Hermenegildo Galeana.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



Figura 3.3. Chaparral (ML) de charrasquillo (*Quecurs depressipes*).

La distribución de la vegetación actual se cartografió utilizando la imagen Landsat ETM+ de la órbita 31, hilera 43, del 3 de marzo del año 2000, referenciada en el sistema de proyección UTM y datum horizontal NAD 27. La imagen se recortó teniendo como límite las coordenadas correspondientes a la cuenca del arroyo el Carpintero.

La clasificación se realizó en varias etapas. La primera consistió en discriminar las áreas no relevantes al estudio mediante el método de enmascaramiento propuesto por Treviño (2001). Las clases enmascaradas fueron: roqueríos, matorral crasicaule, cuerpos de agua y áreas agrícolas.

La siguiente etapa consistió en identificar zonas de homogeneidad espectral para localizar áreas de entrenamiento. Esto se realizó mediante el procedimiento de clasificación no supervisado ISOCLUST de ERDAS (Pouncey *et al.* 1999) En campo se visitaron sitios que cumplieran con el requisito de tener mas de 1.4 ha de la misma

categoría, que en la imagen corresponde a 16 pixeles contiguos (4x4). Cada sitio se

localizó mediante un receptor del sistema de posicionamiento global (GPS) y se registró la pendiente, exposición, composición florística, altura, cobertura de la vegetación e impactos a la comunidad. El procedimiento para ubicar las áreas de entrenamiento en el mapa digital se realizó con el modulo SEED de ERDAS; la distancia espectral euclidiana asignada para elegir los pixeles germinales fue menor a 15.

Las firmas espectrales de las áreas de entrenamiento fueron agrupadas mediante el procedimiento "join" de ERDAS para después analizar su separabilidad mediante el índice de la divergencia transformada. Si el índice es mayor a 1900 entonces las firmas

son claramente diferentes. un valor entre 1700 y 1900 indica una separabilidad regular y un índice menor a 1700 indica una separabilidad pobre (Puncey *et al.* 1999).

Una vez obtenidas las firmas espectrales, la imagen se clasificó por el método supervisado de ERDAS con la opción MAXLIKE. La exactitud de la clasificación se evaluó mediante 53 sitios de verificación independientes tomados en campo y localizados al azar. Se aplicó un filtro de moda de 5x5 para poder compararla con la carta de 1970, ya que la unidad mínima cartografiable en la carta del DETENAL de 1970 fue de aproximadamente de 22,500 m².

La comparación de superficies se realizó con el programa IDRISI (Eastman 1999) mediante la función "crosstabulation", la cual compara pixel a pixel las dos imágenes y presenta la comparación en forma tabular o geográfica. La imagen obtenida fue clasificada de acuerdo al siguiente criterio: Áreas degradadas: la vegetación disminuyó en densidad o calidad. Áreas recuperadas: la vegetación aumentó en densidad y/o calidad. Áreas sin cambio: lugares que obtuvieron la misma categoría en 1970 y 2000. Áreas sin cambio significativo: La vegetación cambió de categoría pero esto no representa un cambio en densidad o calidad de la vegetación. Cambios improbables: se presenta la apariencia de una recuperación de la cobertura, pero existe una alta probabilidad de error.

Para calcular la tasa de cambio anual de los diferentes tipos de cobertura se utilizó el índice utilizado por Velásquez *et al.* (2002).

$$TC = \left(\left(\frac{S_1 - S_2}{S_1} \right)^{(1/N)} \right)^{-1}$$

Donde TC es la tasa de cambio anual, S_1 es la superficie al inicio del periodo, S_2 la superficie al final, y N es el número de años del periodo.

3.4 RESULTADOS

La superficie total analizada después de enmascarar las áreas no relevantes fue de 24,721 ha. Las firmas espectrales de las áreas de entrenamiento para el procedimiento de clasificación supervisada de la imagen se presentan en la Figura 3.4, en ella se aprecia que la firma espectral de la categoría bosque se distingue claramente de las demás: las clases B-P, B-ML y ML-B se separan únicamente en la banda 7 (infrarrojo medio) aunque generalmente esta banda no se usa para distinguir vegetación. Las categorías ML y P-B presentan prácticamente los mismos niveles digitales en todas las bandas. Las categorías P, ML-P y P-ML presentan los mayores niveles de reflectancia y tienen una mejor separabilidad entre ellas. Este resultado se refleja también en el índice de divergencia transformada el cual presenta para estos casos valores inferiores a 1700 (Cuadro 3.1). Esta confusión no pudo subsanarse dado que en el campo se trata de vegetación con diferentes grados de cobertura entre elementos arbóreos, arbustivos y herbáceos, derivada de la heterogeneidad del paisaje.

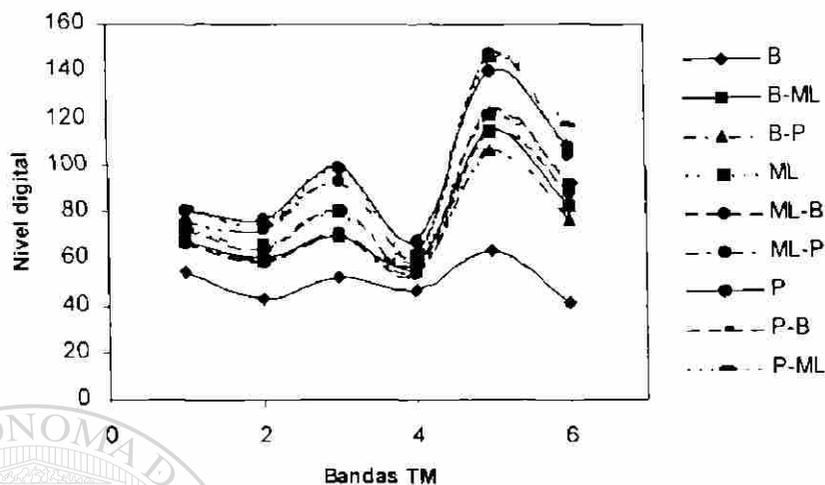


Figura 3.4. Firmas espectrales resumidas de las clases consideradas para el presente estudio. B = bosque; ML= chaparral, P= Pastizal inducido y herbáceas.

La clasificación del nivel general obtuvo una exactitud de 78.4% mientras que la de segundo nivel correspondió a 67.2%.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Los cambios en la superficie ocupada por cada tipo de vegetación en el nivel más general se muestran en el Cuadro 3.2. La superficie arbolada (B) disminuyó en un 27.0%, mientras que la superficie dominada por arbustivas (ML) y la dominada por herbáceas (P) aumentó en un 8.8% y 18.6% respectivamente.

Cuadro 3.1. Índice de divergencia transformados para evaluar la separabilidad de las firmas espectrales (Bandas TM usadas 1, 2, 3, 4, 5 y 7). Las celdas en negritas representan valores con pobre separabilidad espectral.

Clase	B	B-ML	B P	ML B	ML	ML P	P-B	P ML
B								
B-ML	2000							
B P	1997	1236						
ML B	1999	1387	1517					
ML	1983	1616	1458	1688				
ML-P	2000	2000	2000	2000	1995			
P-B	2000	1990	1997	1988	1998	2000		
P ML	2000	2000	2000	2000	1994	1984	2000	
P	2000	2000	2000	2000	1927	1991	2000	1927

Cuadro 3.2. Superficie ocupada por los tipos de vegetación en 1970 y 2000.

clase	1970		2000		Cambio	
	ha	%	ha	%	ha	%
B ₁	12,952	52.4	6,193	25.0	-6,769	-27.0
ML ₁	9,571	38.7	11,754	47.5	2,183	8.8
P ₁	2,188	8.8	6,774	27.4	4,586	18.6

En la Figura 3.5 se presentan las tasas de cambio anual, así como los porcentajes de la superficie de 1970 que cambió o que continuó en la misma clase. El 28.5% de la superficie arbolada de 1970 persistió en el 2000, el 44.1% se transformó en superficie dominada por arbustivas y 27.4% cambió a superficie dominada por herbáceas. De los chaparrales, 55.3% continuaron como tales, el 19.8% se recuperó hacia bosques y el

24.9% se degradó a herbáceas. Por último, de la superficie dominada por herbáceas, 38.3% continuó en esta categoría, mientras que el 34.1% cambió hacia chaparrales y 27.6% a superficie dominada por arbóreas.

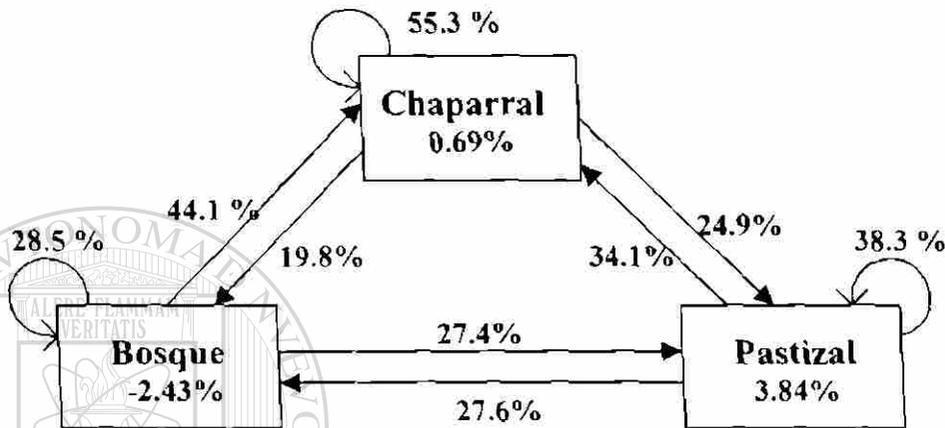


Figura 3.5. Cambios ocurridos en la microcuencia "El Carpintero" entre 1970 y 2000. Dentro del cuadro: tasas de cambio anual. En flechas: porcentaje de la superficie de cada categoría en 1970.

La Figura 3.6 muestra los cambios de segundo orden ocurridos en el periodo considerado. Se observó una disminución en la superficies de los bosques con dosel cerrado (B), las áreas arboladas con chaparral (B-ML), las arboladas con herbáceas (B-P) y las de chaparral con herbáceas (ML-P), mientras el chaparral (ML), Chaparral con árboles (ML-árb), herbáceas (P), herbáceas con árboles (P-árb), y herbáceas con chaparral (P-ML) aumentaron.

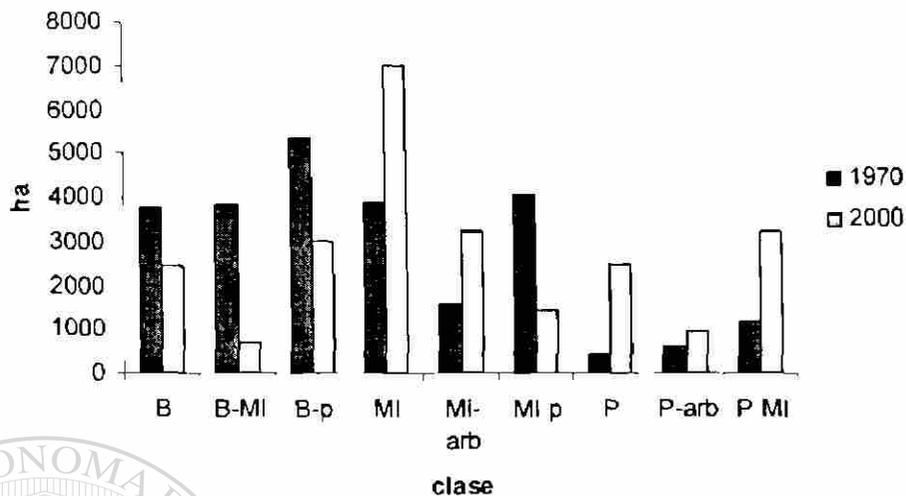


Figura 3.6. Cambios en la superficie ocupada por las diferentes clases de 2° orden entre 1970 y 2000.

El Cuadro 3.3 muestra la superficie que se degradó, se recuperó o no mostró cambio: 49.6% de la superficie en 2000 son áreas degradadas, es decir, donde se pasó de una mayor cobertura vegetal a una menor, 17.3%; son áreas que se recuperaron, ya que pasaron de una cobertura menor a una mayor, 26.2% son áreas en la que no hubo cambios o que presenta cambios no significativos en términos de cobertura, y 6.9% de la superficie corresponde a cambios improbables.

En la Figura 3.7 se observa la cartografía de los cambios ocurridos en la microcuenca en el periodo considerado. La superficie que sufrió deterioro ocurrió principalmente en la región norte y oeste, mientras que la recuperación ocurrió principalmente en la porción sur de la cuenca.

Cuadro 3.3. Cambios ocurridos de 1970 a 2000 en la microcuenca del Arroyo "El Carpintero" sobre la base del análisis de 2º nivel.

Categoría	ha	%
Degradación	12,256.8	49.6
Recuperación	4,268.1	17.3
Sin cambio	4,821.0	19.2
Cambio no significativo	1,675.4	7.0
Cambio improbable	1,700.0	6.9

El Cuadro 3.4 muestra la superficie que en 1970 era de chaparrales y que en el año 2000 tiene el mismo u otro tipo de vegetación. Se observa que el 57.9% de los chaparrales continúan siéndolo en 2000, los cambios mas importantes fueron hacia chaparral con herbáceas y recuperación hacia bosques (19.4% y 10.2% respectivamente).

Cuadro 3.4. Cambios en la superficie de Chaparrales de 1970 al 2000.

Clase	ha	%
B	397.0	10.2
B-ML	40.5	1.0
B-P	164.5	4.2
ML	2254.2	57.9
ML-arb	111.4	2.9
ML-P	756.8	19.4
P	51.8	1.3
P-arb	118.8	3.1
P-ML	0.3	0.0

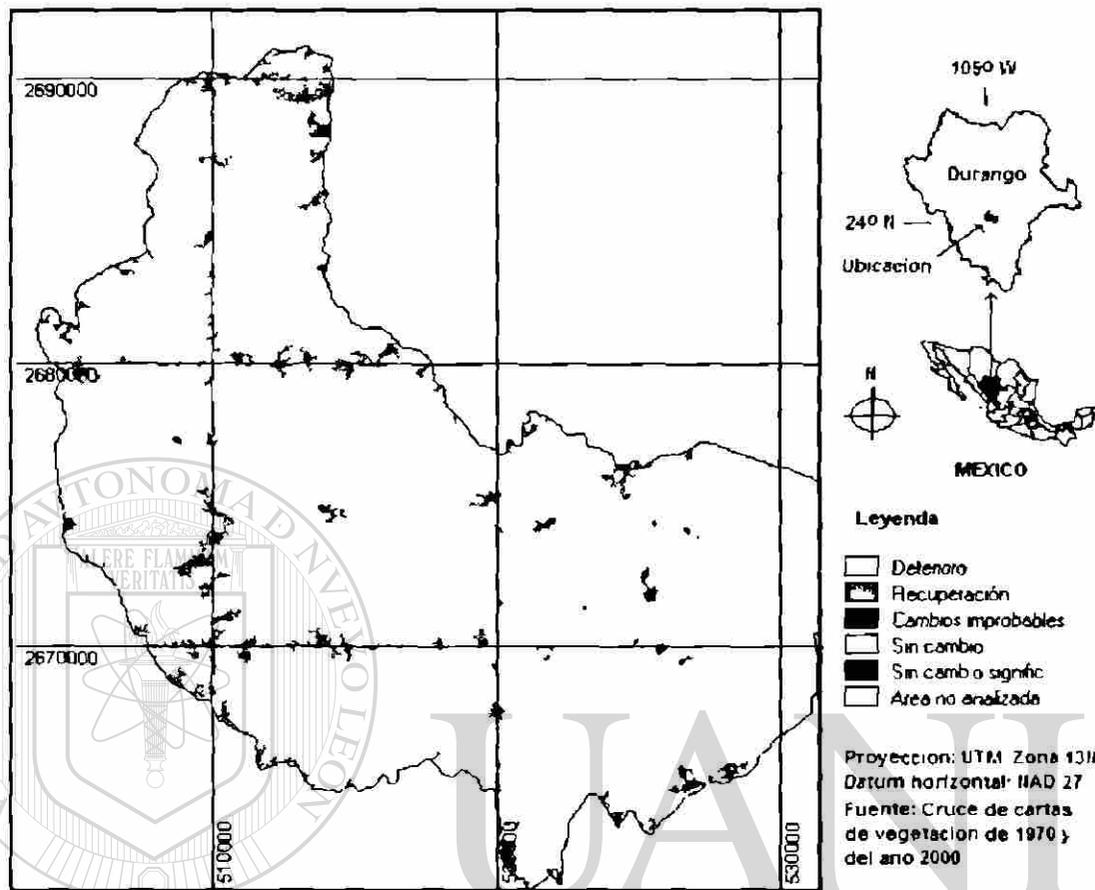


Figura 3.7. Cambio en la cobertura vegetal de 1970 a 2000 de la microcuenca del arroyo El Carpintero, Durango.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

3.5 DISCUSIÓN

Los cambios ocurridos en la microcuenca del arroyo El Carpintero en el periodo 1970-2000 fueron en varias direcciones. La superficie dominada por árboles (B_1) disminuyó de 12,951 a 6,769 ha lo que significa que en 1970 ocupaba 52.4% de la superficie estudiada, mientras que en el 2000 fue de 25.0% (Cuadro 3.2). No obstante, estos cambios fueron mayores en la superficie dominada por árboles con matorrales (B-ML) y

la de árboles con herbáceas (B-P) que en la de bosques con dosel cerrado (B) (Figura 3.6); esta última categoría se ubica principalmente en propiedades particulares al norte de la cuenca, las cuales no han sido usadas tan intensivamente como las propiedades ejidales. La clase B-ML cambió principalmente hacia ML (37.4%) y hacia B (18%).

La superficie dominada por arbustos (ML_1) aumentó en 2,183 ha, pasando del 38.7% al 47.5% de la superficie estudiada de la microcuenca (Cuadro 3.2). Los chaparrales cerrados (ML) aumentaron en 3,155 ha, mientras que los de arbustivas con pasto (ML-P) disminuyeron en 2,652. Este cambio se debió a que una parte de estos últimos (1,405 ha) se transformó en matorrales cerrados, principalmente de manzanita (*Arctostaphylos pungens*). La proporción de matorrales cerrados en 1970 que continuaron así en el 2000 correspondió a 57.9%. Lo que significa que al menos en los últimos 30 años no hubo cambios en el tipo de vegetación de esta superficie (Cuadro 3.4).

El área dominada por herbáceas (P_1) aumentó en 4,586 ha (8.8 a 27.4% de la superficie estudiada), lo cual se debió a la disminución de la superficie dominada por árboles con pastos, (B-P), chaparrales (MI) y bosques cerrados (B). En la Figura 3.6 se aprecia que el área ocupada por pastos (P) aumentó 2,098 ha y la de herbáceas con árboles en 388 ha, lo que significa que la superficie con menor cobertura y por lo tanto con mayor probabilidad de erosionarse aumento considerablemente.

El Cuadro 3.3 muestra las superficies que sufrieron cambios. En general se aprecia que la superficie que disminuyó en cobertura vegetal y que por esta razón puede considerarse

que sufrió degradación representa casi el 50% del total, mientras que la que mostró recuperación corresponde al 17.3%.

Si se considera la superficie deforestada como la que dejó de tener dominancia arbórea (análisis de primer orden), entonces la tasa anual de deforestación fue de -2.4% (Figura 3.5), pero si se considera solo la que dejó de ser bosques con dosel cerrado, entonces la tasa de deforestación fue de -1.42%, ambas tasas son superiores a las reportadas a nivel nacional (entre -0.25% y -1.02% según Velásquez 2002), y son comparables con las de los estados de Veracruz, Puebla y Oaxaca, las cuales se estima que oscilan entre 2.0% y 3.4% (Mas 1996). En el ámbito mundial se considera a México como uno de los países con mayor tasa de deforestación ya que el promedio es de alrededor de 0.8% anual (FAO 1995). Para el estado de Durango la SECOPE (2003) reporta una tasa de cambio anual de los bosques de -2.3%, mientras que los chaparrales registran una tasa de 1.7% y los pastizales de 1.4%. Sin embargo en áreas forestales con cubierta arbórea comercial se estima que el problema no es de deforestación sino de disminución en los diámetros y alturas del arbolado (Hernández *et al.* 1992).

Los cambios en la microcuenca hacia comunidades arbustivas y herbáceas tienen origen en los años 50's, década en la que se explotó el arbolado comercial, lo que condujo a la deforestación de la mayor parte de su superficie. En la actualidad aún se observan árboles relictos, tocones viejos y vestigios de las brechas de saca producto de la explotación de aquel entonces, como consecuencia se observa también en muchos lugares el suelo erosionado con la roca madre descubierta. Posterior a los años 50's, la economía de los ejidatarios ha sido basada en agricultura de temporal de subsistencia y

pastoreo de ganado vacuno (Herrera *et al.* 2000), lo cual aunado a la extracción de leña como principal fuente de energía ha provocado que el proceso de degradación de la vegetación y el suelo continúe en el periodo considerado en el presente trabajo.

Otro factor que ha contribuido a la degradación de la cuenca son los incendios forestales. De acuerdo con los reportes de la SEMARNAT (com. per.), el último registrado en el área fue en 1998, afectó 1,285 ha y se transmitió a través de la vegetación arbustiva y arbórea alcanzando en algunos lugares las copas de los árboles, principalmente de encinos. Su origen fue la quema para inducir pastizales, pero su alta intensidad fue debida a la acumulación de combustibles derivados de las fuertes heladas de 1997 y la intensa sequía de 1998. La acumulación de combustibles no sólo es producto de las heladas, sino también de la política de supresión de incendios que se dio a partir de los años 80's con la formación de las Unidades de Administración Forestal, a lo cual se atribuye que los incendios sean menos frecuentes pero de mayor intensidad (Fulé 2000).

Es posible que los chaparrales sean una vegetación que será substituida por el bosque formado por comunidades arbóreas de *Quercus-Pinus*, como lo han observado Wangler y Minnich (1996) en bosques bajos de piñón-junípero. Ellos determinaron que después de un incendio de copa, invadían especies arbustivas, pero en ausencia de incendios la ocupación de este matorral permaneció entre 50 y 100 años antes de establecerse el bosque de *P. monophylla*. En la microcuenca del Carpintero, sólo el 11.2 % de los chaparrales existentes en 1970 han sido substituidos por comunidades dominadas por árboles (Cuadro 3.5). Sin embargo, es probable que las condiciones de manejo actual y los incendios recurrentes continúen en un futuro, lo cual podría resultar en una

persistencia del chaparral. Las especies que forman el chaparral, *Arctostaphylos* sp. y *Quercus* sp, tienen adaptaciones para sobrevivir a los incendios, el primero con semillas refractarias y una corteza lisa protectora (Kauffman 1991, Barrio 1999) y el segundo con reproducción vegetativa. El follaje de ambos géneros no es forrajado por ganado y sólo ocasionalmente por fauna silvestre (Berg 1974), lo cual propicia la formación de comunidades cada vez más densas y extensas, lo cual coincide con los resultados de este trabajo. En una vegetación comparable, el chaparral Californiano, se encontró evidencia de que los incendios son el principal factor que mantiene estas comunidades a largo plazo (Hanes 1971, Keeley 1992, Odion y Davis 2000).

3.6 CONCLUSIONES

La hipótesis de la sustitución de bosques por chaparrales en las laderas orientales de la Sierra Madre Occidental del estado de Durango, México es respaldada por los resultados obtenidos para la microcuenca estudiada. Se determinó que de las 12,972 ha de superficie boscosa que existían en 1970 en el área, 5,712 se degradaron a chaparrales y 3,548 a pastizales inducidos, lo cual implica una tasa de deforestación anual de -2.34%. Por otro lado el 55.3% de los chaparrales existentes en 1970 continuaron como tales en 2000, mientras que 19.8% fueron substituidos por superficie dominada por arbóreas y 24.9% se degradaron a superficie dominada por herbáceas.

CAPÍTULO 4

EFFECTO DE LA ESCARIFICACIÓN MECÁNICA, TÉRMICA, DEL HUMO Y DE EXTRACTOS DE HOJARASCA CHAMUSCADA EN LA GERMINACIÓN DE *Arctostaphylos pungens* HBK*

4.1 RESUMEN

Se realizaron seis experimentos secuenciados para determinar los factores que estimulan la germinación de semillas de la manzanita (*Arctostaphylos pungens*). Se probaron diferentes niveles de temperatura, tiempo de exposición, condiciones de incubación, escarificación mecánica y ácida, exposición a humo, riego con extractos de madera chamuscada y periodos de estratificación fría. Se encontró que la semilla presenta dormición física y esta no es interrumpida cuando se incuban con humedad y temperatura adecuadas. El shock térmico y la escarificación ácida no presentaron efectos significativos aplicados en forma aislada. Los factores humo y riego con extractos de madera chamuscada presentaron efectos significativos con 6.2 y 6.5% de germinación respectivamente, mientras que estos dos factores combinados presentaron 17.2%. El porcentaje de germinación más alto, se obtuvo con la combinación humo- riego con extractos de madera chamuscada - estratificación fría, con 29.7%.

*Se enviará un extracto a la revista "Madroño"

Abstract

Six germination sequenced experiments were conducted to know the cues that stimulate seeds of Mexican manzanita (*Arctostaphylos pungens*). There were proved different temperature levels, exposition time, incubation conditions, mechanic and acid scarification, smoke exposition, watering with charred wood extracts and periods of cold stratification. It was found that seed present physical dormancy and this is not interrupted when they are incubated with adequated humidity and temperature. Effects with thermic shock and acid scarification did not present significance when applied in an isolated form. Smoke and watering with charred wood extracts factors presented significative effects on germination with 6.2 and 6.5%, respectively; while these two combined factors presented 17.2%. The highest germination percentage was 29.7%, obtained with smoke, watering with charred wood extracts and periods of cold stratification.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

4.2 INTRODUCCIÓN
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

La fase reproductiva del ciclo de vida de las plantas vasculares representa una etapa crítica para la sobrevivencia y reemplazo de las poblaciones vegetales. En este periodo existe la oportunidad de colonizar nuevos hábitats, así como, a través de los mecanismos de dormición, sobrevivir a periodos de condiciones ambientales adversas (Grime 1982). Los elementos de esta fase como el número, tamaño y forma de las semillas, la época de su formación y la cantidad de esfuerzo reproductivo invertida en su producción y desarrollo, varían ampliamente entre las diferentes especies, así como también los

factores que rompen la dormición e inducen la germinación de las semillas (Fenner 2000, Baskin y Baskin 2000). Todos estos constituyen la estrategia reproductiva de una especie.

En ambientes sometidos a incendios frecuentes, como los chaparrales, se distinguen dos estrategias reproductivas de las plantas: Las que poseen semillas refractarias y germinan cuando son estimuladas por el fuego, y las que resisten al fuego por bulbos o raíces y poseen semillas no refractarias (Keeley 1991). La mayoría de las semillas refractarias germinan en la primera estación de lluvias después del incendio, su dormición se rompe por estímulos ambientales derivados del fuego como es el shock de calor, o los productos químicos derivados lixiviados de madera carbonizada. Por otra parte, las semillas no refractarias germinan en ausencia de factores relacionados con incendios.

El rompimiento de la dormición de semillas puede estar controlado por factores internos o externos. En el primer caso se relaciona con la maduración de la semilla, ya sea antes de que ésta sea dispersada o posterior a su dispersión (postmaduración). En el segundo caso se relaciona con aspectos físicos, como la impermeabilidad de la testa, que impide que el embrión entre en contacto con el agua, la luz o el oxígeno, principales detonante del desarrollo del embrión (Baskin y Baskin 2000).

El género *Arctostaphylos* está compuesto por alrededor de 150 especies, muchas de las cuales habitan en ecosistemas que sufren incendios periódicos, como los chaparrales y los bosques templados o fríos, por lo cual muestran adaptaciones para sobrevivir o reproducirse después de que ocurren estos eventos, ya sea por reproducción vegetativa o

por medio de semillas refractarias. Las semillas de este género son parecidas a una nuececilla de 1 a 3 mm, presentan el endocarpo endurecido y se dan en grupos de 3 a 7 semillas que pueden estar fusionadas o sueltas; el mesocarpo del fruto es comestible y el exocarpo es una cascarilla delgada. Son permeables al agua, aunque la presencia de este elemento no estimula la germinación (Berg 1974).

El primer ensayo de germinación reportado en la literatura con semillas de este género fue realizado por Rogers (1949) (citado por Kauffman 1986) con *A. viscida*, quien encontró que las semillas de esta especie presentaron porcentajes de germinación muy bajos con estímulos térmicos, posteriormente Kauffman (1986) trabajó con *A. viscida* y *A. mewukka* en el noreste de California, y encontró un porcentaje máximo de germinación de 5.3% utilizando tratamientos de escarificación térmica, húmeda y seca, y períodos de estratificación fría. Mukhina (1996) obtuvo pobres resultados de germinación en *A. uva-ursi* en Rusia. Sin embargo, Keeley (1987, 1991), encontró que la exposición a lixiviados de madera chamuscada estimularon la germinación de *A. glandulosa* y *A. patula*.

Arctostaphylos pungens (manzanita) es una especie común en los chaparrales y bosque de encino, pino-encino y encino de México. Se ha reportado que se establece en sitios incendiados (Rzedowsky 1978, Casas et al. 1995, Fulé et al. 2000), sin embargo, no existen estudios formales sobre los mecanismos que permiten su germinación. Es probable que la temperatura producida por los incendios, así como los productos derivados de éstos, sean necesarios para romper la dormición y disparar su germinación, ya que sus semillas no germinan en condiciones de humedad y temperatura normales.

El objetivo de este trabajo es determinar los factores que permiten el rompimiento de la dormición y disparan la germinación de *Arctostaphylos pungens* bajo condiciones de laboratorio, lo cual permita inferir cómo se establece en condiciones de campo. Estos resultados son importantes para el manejo de esta especie.

4.3 METODOLOGÍA

Se realizaron 6 experimentos de germinación para determinar los factores que rompen la dormición e inducen la germinación de semillas de *Arctostaphylos pungens*. Los cinco primeros fueron exploratorios, dirigidos a encontrar una combinación entre diferentes factores para obtener los más altos porcentajes de germinación. Se probó el efecto de la temperatura en condiciones de humedad y sequía, así como el tiempo de exposición a la

temperatura, la estratificación y la escarificación mecánica. Los experimentos se realizaron con semillas de tres fuentes: a) colectadas directamente de la planta, b) colectadas en el suelo debajo de la planta y c) colectadas de heces de coyote en campo.

En laboratorio se retiró el carpo de los frutos para extraer las semillas, se eliminaron aquellas que estuvieron perforadas por insectos, con malformaciones, las dobles o triples que no se pudieron separar y las que flotaron al colocarlas en agua por un minuto. En todos los experimentos se realizaron pruebas de viabilidad para una muestra de semillas por el método de las sales de tetrazolium (Sutherland 1998).

Las semillas en todos los experimentos, excepto el primero, se colocaron para su germinación en cajas de petri en una base de algodón y papel filtro con humedad suficiente para evitar sobrenadante, con el eje polar hacia abajo para permitir que el hipocótilo estuviese en contacto permanente con la humedad (Figura 4.1). Las cajas se sellaron con plástico para evitar pérdidas de humedad y se colocaron en una estufa en oscuridad a una temperatura constante de 20° C durante los días indicados en cada experimento (Figura 4.2).

Se consideró a una semilla como germinada cuando el radículo emergía del carpo y tenía al menos 1 mm de largo (Figura 4.3). Las cajas se revisaron tres veces por semana durante el tiempo indicado en cada experimento.

4.3.1 Descripción de los experimentos

Experimento I. Se realizó siguiendo la metodología propuesta por Granstrom y Schimmel (1993) para simular el efecto de temperaturas de incendios. Esta consistió en sumergir en agua caliente las semillas a las temperaturas indicadas durante 10 minutos.

Las condiciones de incubación de las semillas fueron: en sombra y a temperatura ambiente y colocadas al sol por 3 horas en la mañana y luego en sombra y a temperatura ambiente. Los detalles del experimento fueron:



Figura 4.1 Semillas de *Arctostaphylos pungens* sembradas en caja de petry con base de algodón humedecido y sellada con plástico.

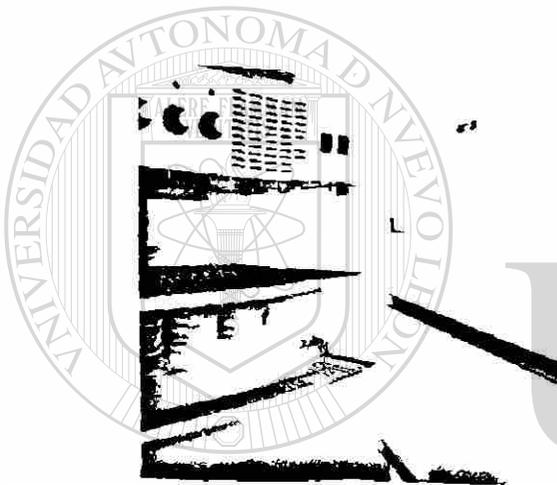


Figura 4.2. Incubación de las semillas a 20° C constantes en oscuridad en una estufa de temperatura controlada.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

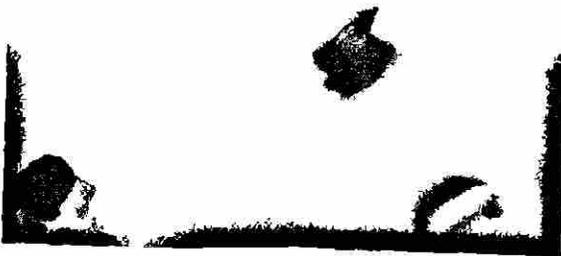


Figura 4.3. Semilla germinada de *Arctostaphylos pungens*, nótese la apertura de los cotiledones en dos.

Diseño: factorial 2 x 2

Unidad experimental: caja de petri con 10 semillas cada uno.

Repeticiones: tres.

Tratamientos: temperatura: 40, 50, 60 y 70' C, y dos formas de incubación.

Duración: 12 semanas (a partir de noviembre 2001).

Experimento 2. Se realizó con semillas recién maduras, colectadas de 10 plantas en julio del 2002 a 2420 msnm. Se aplicó un tratamiento de escarificación de temperatura seca en un horno con control de temperatura durante un minuto en una mufla con temperatura controlada. De acuerdo con Rodríguez-Trejo (1996) estas temperaturas son aproximadas a las que se alcanzan a varios cm bajo la hojarasca durante un incendio de baja intensidad. Los detalles son:

Unidad experimental: caja de petri con 25 semillas c/u.

Repeticiones: tres

Tratamientos (1): Temperatura seca (testigo y 80, 95, 119 y 142° C)

Se realizaron revisiones de todas las cajas tres veces por semana.

Duración 8 semanas.

Experimento 3. Se realizó en campo con semillas provenientes de dos lotes en una localidad de manzanitas a 2350 msnm. El primer lote fue colectado directamente de 5 plantas; el segundo fue colectado en el suelo de las mismas plantas, probablemente caídas en años anteriores ya que mostraban signos de vejez. Una parte de estos lotes se colocaron más o menos a 2 cm de profundidad bajo la hojarasca y se quemaron con

pastos existentes en el mismo lugar, a las otras dos partes no se les aplicó ningún tratamiento adicional. Los detalles son:

Diseño: factorial 2x2

Unidad experimental: Caja petri con 25 semillas.

Repeticiones: tres

Tratamientos (dos): fuente de semilla (suelo-planta) y semillas quemadas-no quemadas.

Duración: 8 semanas.

Experimento 4. Se realizó con el mismo lote de semillas del experimento 2. Una parte de este lote se sometió a un tratamiento de estratificación previo a los tratamientos de escarificación térmica. La estratificación consistió en almacenar las semillas durante 40 días a 4° C para simular el efecto del invierno en la maduración del embrión. otro lote se

almacenó a temperatura ambiente. El tratamiento térmico se aplicó en una mufla con temperatura controlada. El tratamiento con fuego consistió en exponer las semillas a un incendio superficial simulado colocando las semillas bajo una capa de hojarasca de manzanita de 4 y 2 cm de profundidad y el testigo (no expuesto). En estos dos últimos tratamientos se registraron las temperaturas alcanzadas durante 40 minutos. Otro tratamiento consistió en escarificar mecánicamente las semillas con una lija en la cara adaxial. Los detalles son:

Diseño: factorial: 2 x 6 x 2 x 2 .

Unidad experimental: caja petri con 50 semillas.

0146136

Repeticiones: cuatro

Tratamientos (4): estratificación (con y sin), temperatura (T, 150, 175, 200, 225 y 250^o C durante 5 minutos), expuestas a incendio (2 y 4 cm), escarificación mecánica (con y sin).

Revisión del experimento: tres veces por semana.

Duración: 8 semanas.

Experimento 5. Se realizó con semillas colectadas de excretas de coyote y con semillas colectadas en sitios cercanos al sitio donde se colectaron las excretas en una localidad cercana al poblado de Hermenegildo Galeana, Durango.

Diseño: factorial 2 x 4.

Unidad experimental: caja petri con 30 semillas

Repeticiones: tres

Tratamientos (2): temperatura (100, 125, 150 y 175^o C), fuente de semillas (planta y colectadas en excretas).

Revisión del experimento: tres veces por semana

Duración: 8 semanas

Experimento 6. Se realizó con semillas recién maduras de *Arctostaphylos pungens* colectadas en 20 individuos el 23 de junio del 2003, en una localidad cercana a la ciudad de Durango, a 2440 m de altitud. De este lote de semillas se extrajeron al azar 300, separadas en conjuntos de 50 para realizar pruebas de viabilidad. Los testigos fueron semillas sin ningún tratamiento, regadas con agua y semillas estratificadas regadas con

agua. La unidad experimental fue un lote de 40 semillas con cuatro repeticiones por tratamiento. El diseño fue factorial bajo el modelo:

-Diseño: factorial 3 x 2 x 2 x 2.

-Unidad experimental: caja petri con 40 semillas

-Repeticiones: cuatro

-Tratamientos (4): temperatura (testigo, 100 y 120° C por 5 minutos),

estratificación (con y sin), exposición a humo (con y sin), riego (agua y agua con extractos de hojarasca chamuscada)

-Revisión del experimento: tres veces por semana por 8 semanas

-Duración: 8 semanas

-Modelo:

$\% \text{Germinación} = \mu + \text{Tem} + \text{Rie} + \text{Hum} + \text{Est} + \text{Tem} * \text{Rie} + \text{Tem} * \text{Hum}$

$+ \text{Tem} * \text{Est} + \text{Rie} * \text{Hum} + \text{Rie} * \text{Est} + \text{Exp} * \text{Est}$

$+ \text{Tem} * \text{Rie} * \text{Hum} + \text{Rie} * \text{Hum} * \text{Est} + \text{Tem} * \text{Rie} * \text{Hum} * \text{Est} + \xi$

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

4.3.2 Descripción de los tratamientos

Temperatura de shock. Las semillas con este tratamiento se introdujeron en una mufla con control electrónico de temperatura. Se usaron las temperaturas indicadas en cada experimento. La mufla se calentó a una temperatura ligeramente mayor a la deseada para que al introducir las semillas la temperatura bajara ligeramente por efecto de la apertura de la compuerta. Se dio seguimiento a los cambios en la temperatura mediante un

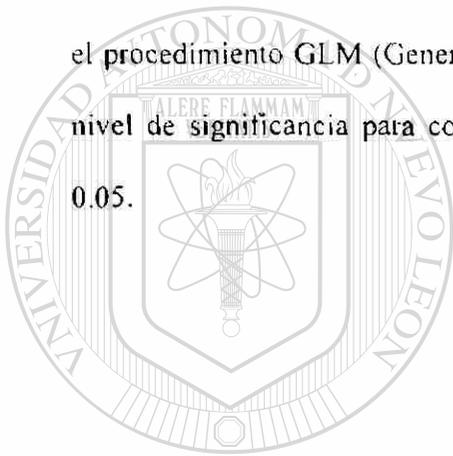
termómetro independiente que se introdujo a través de una apertura superior de la mufla, el bulbo se colocó a la altura de la charola donde se depositaron las semillas. La temperatura se controló mediante la apertura de la puerta de la mufla de tal modo que osciló $\pm 1^\circ \text{C}$ alrededor de la temperatura deseada.

Tratamiento con humo. En una estufa de gas con extractor y campana se colocaron sobre una placa metálica hojarasca y ramillas de manzanita; éstas se calentaron moviéndolas constantemente hasta que empezaron a hacer combustión sin flama, el humo proveniente de la combustión se condujo mediante el extractor. Las semillas se colocaron en una malla metálica al inicio del extractor durante cinco minutos, verificando que el humo pasara a través de la malla. La temperatura se monitoreó mediante un termómetro a la altura de las semillas, la temperatura máxima que se alcanzó fue de 38°C , de tal forma que se descarta un efecto de calentamiento.

Tratamiento con extracto de residuos de combustión. Este tratamiento fue similar al aplicado por Keeley y Fotheringham (1998) para otras especies del chaparral californiano. En una estufa con placa metálica se calentó hojarasca y ramillas de manzanita, hasta que una parte de ellas se carbonizara. El residuo se colocó en un vaso de precipitados con agua destilada y con un agitador magnético se agitó durante 8 horas para luego dejarlo reposar por 12 horas. El contenido se filtró con una malla de 0.2 mm, y el extracto acuoso se diluyó al 5%. El extracto se utilizó para humedecer las cajas de Petri asignadas a este tratamiento.

Estratificación. Las semillas con este tratamiento se introdujeron en un refrigerador en oscuridad por 40 días a 4° C. El objetivo fue simular las condiciones de invierno y su efecto en la maduración de las semillas.

Análisis estadístico. Los resultados de germinación se convirtieron a porcentajes de germinación tomando en cuenta la viabilidad de las semillas. Los porcentajes se transformaron mediante la función arco-seno, después de lo cual se analizaron mediante el procedimiento GLM (General Linear Models) del paquete estadístico SAS (1989). El nivel de significancia para considerar significativo el efecto de un tratamiento fue de 0.05.



UANL

4. 4 RESULTADOS

Experimento 1 y 2. En ninguno de estos tratamientos se registró germinación aunque la viabilidad registrada antes del experimento 2 fue de 87.2±3.2 %. La viabilidad posterior al experimento se muestra en el Cuadro 4.1.

Cuadro 4.1. Viabilidad promedio de semillas de *A. pungens* después de efectuado el experimento 2 (n=50)

Tratamiento	80°	95°	119°	142°	Testigo
Viabilidad	86 ± 2	83 ± 2.6	76 ± 3.4	66 ± 4.2	90 ± 1.7

Experimento 3. En el tratamiento: semillas colectadas en suelo y sometidas a un incendio, germinaron 2 semillas de 3 que eran viables, del resto de los tratamientos no se registró ninguna germinada. El Cuadro 4.2 muestra la viabilidad promedio de los tratamientos.

Del experimento aplicado en campo solamente germinaron dos semillas del lote colectado en el piso y sometidas a un incendio superficial, lo cual aplicando la ecuación de viabilidad (Fenner, 2000) dio por resultado 66% de germinación.

Cuadro 4.2. Porcentaje de viabilidad promedio de las semillas antes y después del experimento 3 (campo).

Tratamiento	A	B C	D
Viabilidad antes	78	68	0.20 0.04

A: Semillas recién maduradas, B: Semillas recién maduradas y luego quemadas
C: Semillas en suelo, D: Semillas en suelo y luego quemadas.

Experimento 4. Este experimento fue exploratorio, por lo que los tratamientos no estuvieron ligados uno con otro, únicamente en la fuente de semillas fue común y en el tratamiento de estratificación. La viabilidad promedio de las semillas fue 75.3 ± 6.2 %. Las semillas con escarificación mecánica presentaron el mayor porcentaje de germinación con 8.6 ± 3.6 % para las no estratificadas y 27.6 ± 6.8 % para las estratificadas, existiendo diferencias significativas ($P < 0.05$) entre estos dos porcentajes.

El tratamiento con fuego indujo germinación sólo en las semillas protegidas bajo 2 cm de hojarasca con 3.3 ± 2.0 % para las estratificadas y de 0.7 ± 0.7 % para las no estratificadas. El tratamiento con shock térmico indujo germinación, aunque en muy baja proporción, en el tratamiento de temperatura mas baja (150° C) con 0.7 ± 0.7 % y 2.0 ± 1.3 % para las estratificadas y no estratificadas respectivamente, el resto de los tratamientos (175 , 200 , 225 y 250° C) no indujo germinación. Los testigos no presentaron germinación alguna.

Experimento 5. No se registró germinación de ninguna semilla en ningún tratamiento, a pesar de que el promedio de viabilidad en las semillas colectadas de excretas fue de 22% y las de las colectadas en plantas de 68%.

Experimento 6. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el porcentaje de germinación de *Arctostaphylos pungens* por efecto de los tratamientos aplicados a las semillas. La combinación de humo, riego con extracto de hojarasca chamuscada y estratificación en los dos niveles de temperatura (100 y 120° C), presentó el porcentaje mas alto de germinación (21.7 ± 3.9 y 29.7 ± 8.4 %). Mientras que los tratamientos testigo no estratificado y 120° C sin humo-agua no estratificado no presentaron efecto sobre la germinación. Es notable que hubo germinación, aunque baja (2.3 ± 1.3 %), en el tratamiento testigo estratificado. El análisis de varianza muestra que el tratamiento con humo, el riego y la estratificación tienen un efecto importante en la germinación de las semillas de *A. pungens*, mientras que los dos niveles de temperatura probados no presentaron diferencias significativas. Por otro lado, únicamente las combinaciones de

estratificación-humo y de temperatura-humo-tipo de riego mostraron efectos significativos.

Cuadro 4.3. Porcentaje de germinación en los tratamientos con temperatura de shock, riego con extractos de madera chamuscada (Extracto), expuestas a humo, y estratificación fría (Experimento 6).

TRATA	Shock térmico.	100 C	100' C	120°C	120' C	Testigo	Testigo
Exposición	Riego Estr	No estrat	Estrat	No estr	estrat	No estr	estrat
Sin humo	Agua	1.1±1.1	5.7±4.3	0.0±0.0	5.7±4.3	0.0±0	2.3±1.3
Sin humo	Extracto	11.4±6.9	8.0±4.7	3.4±2.2	3.4±2.2	-	-
Humo	Agua	1.1±1.1	8.0±3.9	8.0±5.1	8.0±2.2	-	-
Humo	Extracto	4.6±1.9	21.7±3.9	12.6±7.1	29.7±8.4	-	-

Cuadro 4.4. Análisis de Varianza para el porcentaje de germinación del Experimento 6.

Fuente	GL	SC	CM	F	P > F
Model	17	0.12762550	0.00750738	3.84	0.0001
Error	54	0.10551239	0.00195393		
Total	71	0.23313789			

R-cuadrado 0.547 Coef de var 111.2876
 Raíz MSE 0.044 Media 0.0397

Continuación cuadro 4.....

Fuente	DF	SC I	CM	F	Pr > F
EST	1	0.02018976	0.02018976	10.33	0.0022**
TEM	2	0.01152765	0.00576382	2.95	0.0608
HUM	1	0.01915981	0.01915981	9.81	0.0028**
RIE	1	0.02095787	0.02095787	10.73	0.0018**
EST*TEM	2	0.00132886	0.00066443	0.34	0.7133
EST*HUM	1	0.01145559	0.01145559	5.86	0.0189*
EST*RIE	1	0.00256729	0.00256729	1.31	0.2567
TEM*HUM	1	0.01283446	0.01283446	6.57	0.0132*
TEM*RIE	1	0.00004554	0.00004554	0.02	0.8792
HUM*RIE	1	0.00483963	0.00483963	2.48	0.1214
EST*TEM*HUM	1	0.00188936	0.00188936	0.97	0.3298
EST*HUM*RIE	1	0.01583716	0.01583716	8.11	0.0062**
TEM*HUM*RIE	1	0.00482305	0.00482305	2.47	0.1220
EST*TEM*HUM*RIE	2	0.00016949	0.00008474	0.04	0.9576

* Significativo ($p < 0.05$), ** altamente significativo ($p < 0.01$)

4.5 DISCUSIÓN

Shock térmico. Los tratamientos de shock térmico aplicados no presentaron efecto significativo, de este modo se aplicaron tratamientos que fueron desde 40 a 70° C en húmedo (experimento 1), de 80 a 142° C en seco (experimento 2), de 150 a 250° C en seco (experimento 4) , de 100 a 175° C (experimento 5) y de 100 y 120° C (experimento 6) teniendo resultados de germinación nulos en la mayoría de los casos, excepto en el experimento 4, donde se obtuvo 0.7% y 2.0% de germinación en el tratamiento 150° C (estratificadas y no estratificadas), y en el experimento 6 donde se obtuvo 2.3% a 120° C. Lo anterior indica que si bien la temperatura no es un factor que dispare la germinación masiva, si puede inducir germinación marginal en las temperaturas

adecuadas. Kauffman (1986), encontró que *Arctostaphylos viscida* y *A. patula* presentaron porcentajes de germinación muy bajos utilizando únicamente el shock térmico, mientras que Keeley (1987) reporta que la temperatura no produjo efectos significativos en *A. patula* y *A. glandulosa*, por lo que considera que estas especies no son estimuladas a romper la dormición con este factor.

Lo anterior confirma dos años de observaciones de semillas que se colocaron en lugares expuestos al sol, las cuales no germinaron (obs per.). Así, es posible que el calor no sea un factor que por sí mismo desencadene la germinación masiva. Sin embargo, en algunos lugares muy expuestos y erosionados, donde no han ocurrido incendios en los últimos años, se observan muy escasas plántulas de *Arctostaphylos pungens* establecidas recientemente.

Estratificación fría. Las semillas del experimento 3, colectadas en el suelo, tuvieron un tratamiento de *estratificación natural*, de éstas, las tratadas con incendio superficial germinó el 66%, aunque este porcentaje no tiene una representatividad estadística válida (N muy bajo y con pocas repeticiones), esta observación, sin embargo, indicó que la *estratificación* y algún factor derivado de los incendios puede ser importante en la germinación. En el experimento 4 la *estratificación* realizada en laboratorio presentó efecto significativo en combinación con la *escarificación mecánica*, pero no en combinación con el incendio superficial a 2 cm de profundidad, ya que germinaron tanto las que se sometieron a este tratamiento como las que no. Sin embargo en el experimento 6 se observó un efecto significativo de este tratamiento tanto en forma aislada como en combinación con el humo.

Escarificación mecánica. Aunque este tratamiento no es común que se presente en la naturaleza, permitió conocer algunos aspectos de la dormición y germinación de la manzanita. Las semillas con este tratamiento comenzaron a germinar a los tres días de haberlas tratado, acumulando al final del experimento el 8.6 y 27.6% de germinación (no estratificadas y estratificadas). Lo anterior indica que el tipo de dormición que presentan la semilla es física, asociado a la impermeabilidad de la testa, ya que una vez rota la barrera de la testa se facilitó el contacto del embrión con la humedad, sin embargo la germinación fue anormal ya que no abrieron los cotiledones y las hojas cotiledonares emergieron por el micrópilo, frecuentemente incompletas, dañadas y con mucha lentitud; lo anterior quizá causó que el embrión presentara aparente contaminación por hongos.

Excretas de coyote. Este tratamiento no presentó efecto en la germinación ya que ninguna semilla germinó ni en forma aislada ni en combinación con los 4 niveles de temperatura aplicados (experimento 5), sin embargo Kauffman (1986) encontró 1.3% de germinación con semillas de *A. mewukka* colectadas en heces de coyote y en combinación con un tratamiento térmico de 75°C por 4 minutos de 8.0%; el mismo autor indica que la digestión animal parece no tener significado biológico para esta especie, lo cual contrasta con la presencia de pulpa en el fruto, considerada como una adaptación para dispersión por vertebrados.

Fuego. Al parecer los factores derivados del fuego presentaron efectos importantes en la germinación de *A. pungens*. En el experimento 3 las semillas que se colocaron bajo la

hojarasca a 2 cm de profundidad presentaron 66% de germinación, aunque el porcentaje de viabilidad de las semillas fue muy bajo. En el experimento 4, en cambio, las semillas colocadas a 2 cm bajo la hojarasca presentaron 3.3% y 0.7% de germinación (estratificadas y no estratificadas). Lo anterior indica que algún factor asociado al fuego puede ser responsable de la germinación.

Riego con extractos de hojarasca chamuscada. El riego con extractos de hojarasca chamuscada tuvo un efecto significativo en la germinación de las semillas de manzanita. De este modo, en el experimento 6, los tratamientos con extracto presentaron en promedio 6.5% de germinación, mientras que en los que se combinó el humo con el extracto el porcentaje fue de 17.2%. La combinación humo-extracto-estratificación presentó un efecto sinérgico obteniéndose el mayor porcentaje de germinación con 29.7% (Cuadro 4.4).

Keeley (1987) encontró que los lixiviados de la madera chamuscada inducen la germinación de varias especies que habitan el chaparral Californiano, incluyendo *Arctostaphylos glandulosa* y *A. patula*, él indica que es posible que la estimulación de la germinación se deba a la presencia de un oligosacárido producido por el calentamiento de la hemicelulosa. Esta sustancia química únicamente aparece en el ambiente cuando ocurre el fuego. Por otra parte, este autor también menciona que las cenizas no estimulan la germinación de la semilla, lo cual da pie a suponer que sólo los incendios que no son de alta intensidad y que dejan madera y hojarasca chamuscada o a medio quemar logran estimular la germinación de estas especies fuego-dependientes.

En otro estudio, Parker y Kelly (1989) encontraron que las semillas de *Arctostaphylos canescens* germinaron con lixiviados acuosos de madera chamuscada, pero únicamente con semillas extraídas del suelo, las semillas frescas sólo germinaron en presencia de ácido giberílico. En *A. pungens* no sucedió así, ya que el experimento 6, que fue en el que más semillas germinaron, se realizó con semillas frescas, sin embargo es posible que la postmaduración mediante la estratificación genere ácido giberílico, que es uno de los factores fisiológicos que interrumpe la dormición (Cronquist 1973), y este sea uno de los factores que aumentó el porcentaje de germinación.

Humo. En el experimento 6 este factor produjo un promedio de germinación altamente significativo con 6.25%. El papel del humo en la germinación de algunas especies de *Arctostaphylos* aun no ha sido reportado en la literatura, sin embargo Keeley and Fotheringham (1998) han demostrado su papel para varias especies de chaparral Californiano. Estos autores mencionan que las especies estimuladas por el humo

(*Emmenanthe*, *Phacelia grandiflora*, *Romneya* y *Dicentra*), poseen una barrera subdermal que bloquea la penetración de colorantes (agua), pero que cuando son expuestas al humo esta barrera se modifica químicamente y se torna permeable, rompiendo de este modo la dormición de la semilla. Sin embargo, los mecanismos fisiológicos específicos mediante los cuales la dormición se rompe en el género *Arctostaphylos* como consecuencia de la temperatura, el humo o los compuestos químicos derivados de la madera u hojarasca carbonizada, no han sido aún investigados.

Implicaciones para el establecimiento de la especie. De acuerdo a los resultados obtenidos parece claro que las semillas de *A. pungens* se encuentran adaptadas para

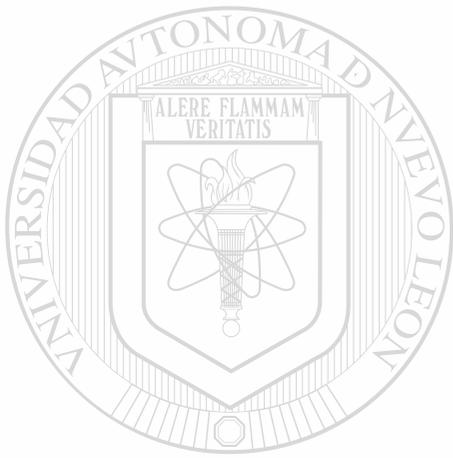
responder al ambiente que se produce después de los incendios forestales. Al parecer las semillas permanecen dormantes por varios años formando un banco persistente, donde las pérdidas anuales por depredación o vejez son compensadas por la abundante producción de frutos que tiene esta especie cada año (Márquez-Linares, datos no publicados). Algunos trabajos con otras especies del género indican que pueden existir hasta 10 millones de semillas por hectárea, por lo cual la baja germinabilidad que presenta esta especie no debe ser un problema para su repoblación después de que ocurren los incendios. Por otro lado, una vez obtenido el estímulo la germinación es relativamente rápida, en el experimento 6 el 50% de las semillas que germinaron lo hicieron en los primeros 20 días después de colocarlas en incubación.

Aunque los resultados obtenidos en el presente trabajo dan respuesta a algunas de las interrogantes sobre los factores que rompen la dormición de la semillas de *A. pungens*, es necesario conducir más experimentos con el propósito de conocer con mayor detalle los niveles de los factores a los cuales responde mejor esta especie, como por ejemplo los tiempos de exposición a humo y las concentraciones de extracto. Conocer a fondo estos detalles permitirá determinar con mayor precisión el tipo de incendios que favorece la germinación masiva de esta especie.

4.6 CONCLUSIONES

Las semillas de *Arctostaphylos pungens* (manzanita) germinaron en respuesta a los factores derivados del fuego (humo, lixiviados de hojarasca chamuscada y temperatura).

La estratificación fría aplicada posterior a la escarificación aumentó notablemente el porcentaje de germinación, aunque este factor no fue determinante. es decir mejoró el porcentaje de germinación pero no fue indispensable. Por lo cual se deduce un efecto sinérgico de estos factores.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

CAPÍTULO 5

EFFECTO DEL FUEGO EN EL ESTABLECIMIENTO DE *Arctostaphylos pungens* HBK., EN ECOSISTEMAS TEMPLADOS SEMIHÚMEDOS DE DURANGO, MÉXICO*

5.1 RESUMEN

Se evaluó la frecuencia de establecimiento de *A. pungens* (manzanita) después de la ocurrencia de incendios forestales de diferente intensidad en tres sitios de características ecológicas similares en las laderas orientales de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Se encontró que esta especie se establece durante los dos años posteriores a la ocurrencia de un incendio; sin embargo, también puede hacerlo en ausencia de fuego, aunque en proporciones muy bajas. La intensidad del incendio y el grosor del mantillo, el cual ofrece protección a las semillas, juegan un papel importante en la respuesta de germinación de esta especie.

Abstract

The frequency of establishment of *Arctostaphylos pungens* (manzanita) in three ecologically similar sites subject to different fire regimes was assessed for localities at

*Por enviarse a la revista "Annals of Forest Science"

the Sierra Madre Occidental in Durango, México. We found that manzanita seedlings got established more often within the first two years following the fire. Plants are also able to establish themselves without the stimulus of fire, though in lower numbers. Fire intensity and litter depth play an important role in the establishment of manzanita seedlings.

5.2 INTRODUCCIÓN

El fuego es uno de los factores de mayor importancia en el desarrollo de la vegetación de los bosques de clima templado (Mirov 1967; Kuslowski y Ahlgren 1974; Spurr y Barnes 1980). Su influencia se puede observar en el paisaje, donde genera fragmentos de vegetación de diferentes composiciones y edades, y en las adaptaciones específicas de las especies tolerantes al fuego (Koszowski y Ahlgren 1974). Algunos ecosistemas como los pastizales, chaparrales y los bosques de coníferas templados y fríos, están

adaptados a los incendios frecuentes, éstos permiten la liberación de nutrientes y la renovación de la vegetación (Heiselman 1978). Los incendios forestales difieren en frecuencia e intensidad; ambos factores, denominados régimen de incendios, dependen del clima, la acumulación de combustible y la topografía (Spurr y Barnes 1980); a su vez, el régimen tiene efecto sobre la estructura y composición de especies de los rodales forestales (Heiselman 1978; Young y Giese 1990). El entendimiento de la respuesta de la vegetación al régimen de incendios es importante para el manejo y conservación de los ecosistemas (Chistensen et al. 1996; Fulé y Covington 1999).

En los bosques de encino-pino de clima templado, los incendios forestales han estado presentes en el curso de su evolución (Mirov 1967), por lo que las especies que los componen generalmente presentan adaptaciones para sobrevivir o regenerarse después de la ocurrencia de un incendio. Por ejemplo, algunas especies de encinos rebrotan vegetativamente a partir de las ramas, tocones o raíces que han quedado en el sitio; a su vez, los pinos pueden resistir incendios debido al grosor de su corteza y la rápida pérdida de las ramas inferiores (autopoda) que impide que el fuego quemé la copa (Spurr y Barnes 1980). Otros géneros, como *Ceanothus* y *Arctostaphylos*, persisten mediante la estimulación de la germinación de sus semillas por factores derivados de los incendios forestales (Keeley 1991).

En Durango, *Arctostaphylos pungens*, denominado comúnmente manzanita o manzanilla, es una especie arbustiva común en los bosques de encino-pino, que se establece en sitios incendiados (Casas et al 1995) y con frecuencia se presenta en forma

de chaparrales densos. Rzedowski (1978) sugiere que los chaparrales de *A. pungens* representan una etapa sucesional hacia la recuperación de los bosques originales; sin embargo, en otros sitios pueden presentarse como comunidades estables automantenidas por incendios periódicos. El manejo de los manzanitales depende del conocimiento que se tenga sobre su biología y la relación que establece con los incendios.

En otras especies del mismo género se ha encontrado que las semillas germinan cuando son expuestas a condiciones similares a las que se producen después de los incendios forestales (Kaufman 1986; Keeley 1987, 1991). Fulé et al. (2000) encontraron que en “La Michilía”, Durango, *A. pungens* se estableció abundantemente un año después de

que ocurrió un incendio; por lo cual es probable que esta especie tenga mecanismos similares a sus congéneres. En el presente trabajo se plantea que si la germinación y establecimiento de *A. pungens* depende necesariamente del fuego o de algún factor derivado de éste (temperatura, humo o cenizas), entonces en rodales donde previamente se encontraba esta especie y que fueron quemados su regeneración debe ser abundante y coetánea, mientras que en rodales contiguos no quemados se espera no exista regeneración de esta especie; bajo esta hipótesis, las poblaciones de manzanita deberían ser, además, marcadamente coetáneas.

5.3 MÉTODO

El trabajo de campo se realizó en tres sitios en el estado de Durango: en la Reserva de la biosfera “La Michilía”, en el Ejido Hermenegildo Galeana y en una propiedad privada ubicada cerca del km 38 del camino Durango-La Flor. El cuadro y figura 1 muestran la

ubicación y el clima de cada sitio. Los sitios se eligieron en áreas que tuvieran

condiciones climáticas y topográficas similares, en los que hubiera una zona quemada recientemente y otra no quemada contiguas y que presentaran como uno de sus componentes principales a *Arctostaphylos pungens*. En la figura 2 se muestran imágenes de cada uno de los sitios estudiados.

La vegetación en los tres sitios corresponde a bosque de encino-pino, las especies arbóreas encontradas en los muestreos fueron: *Quercus grisea*, *Q. chihuahuensis*, *Q. conzattii*, *Q. eduardii*, *Pinus chihuahuana*, *P. engelmannii*, *P. cembroides* y *Juniperus deppeana*; las arbustivas son *Arctostaphylos pungens* y *Quercus depressipes*. Fulé et al.

(2000) dá un listado de las especies herbáceas existentes en una localidad cercana al sitio de la Michilía, González et al (2000), de localidades cercanas al sitio Galeana, y Casas et al (1995) de localidades próximas al sitio La Flor.

Cuadro 5.1. Características de los sitios estudiados

Sitio	Ubicación geográfica		Altitud	Clima	Presipitación	Año del incendio
H. Galeana	24° 16' 48" N	104° 50' 10" W	2480	C(W ₀)	650 mm	1998
La Michilía	23° 24' 52" N	104° 09' 51" W	2424	C(W ₁)	650 mm	1996
La Flor	23° 47' 48" N	104° 45' 33" W	2500	C(W ₀)	630 mm	2003

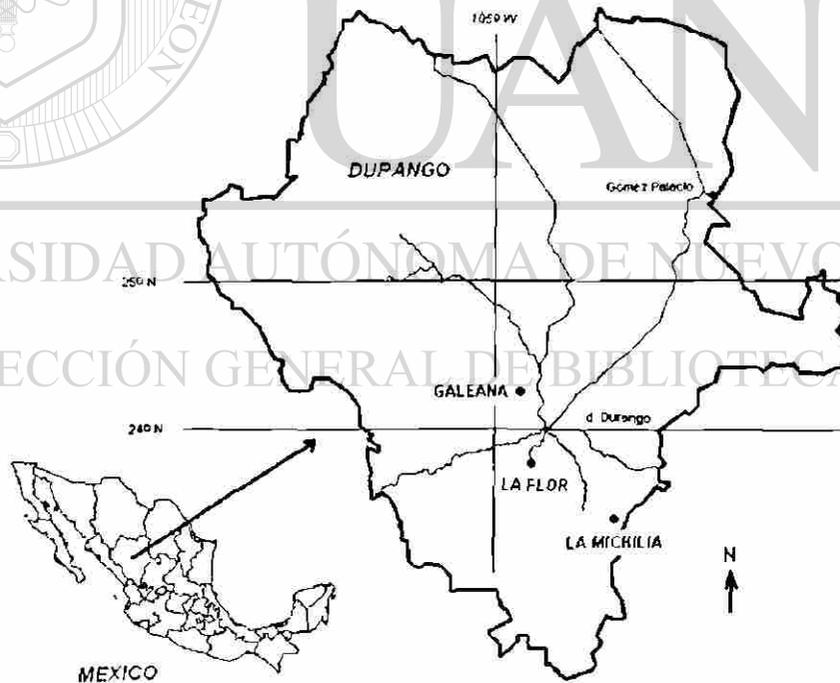
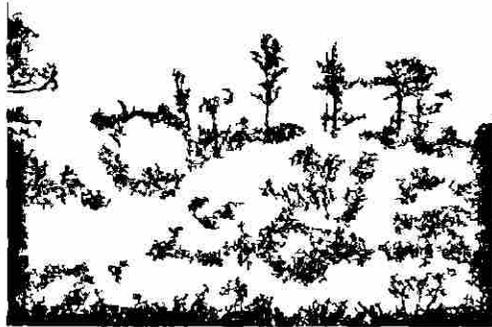


Figura 5.1. Ubicación de los sitios de muestreo



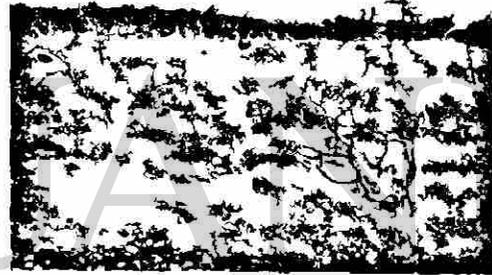
a



b



c



d



e



f

Figura 5.2. Imágenes de los sitios estudiados, a) Galeana no quemado, b) Galeana quemado, c) Michilia no quemado, d) Michilia quemado, e) La flor no quemado, f) La flor quemado.

El sitio Galeana sufrió un incendio en 1998 que afectó aproximadamente 1400 ha y en algunos sitios se extendió por las copas de los árboles (Rangel P. 2002); en particular, en el área de estudio quemó prácticamente toda la vegetación, a excepción de algunos árboles de más de 8 metros de altura. En el sitio “La Michilía” el incendio ocurrió en 1996, afectó aproximadamente 10,000 ha y quemó casi toda la vegetación. En el sitio “La Flor” el incendio fue de baja intensidad, ocurrió en abril del 2003 y afectó 3 ha, quemó la vegetación herbácea y la mayoría de los individuos menores de 1.5 m, principalmente de manzanita. En los sitios contiguos no quemados de las tres localidades no se tuvieron evidencias de incendios en el periodo posterior a su pares quemados, sin embargo es probable que hayan sufrido incendios en años anteriores.

Los muestreos se realizaron en Julio del 2002 en las localidades de “Galeana” y “La Michilía”, y en enero del 2004 en “La Flor”; por tanto, el tiempo transcurrido desde los incendios en los sitios quemados es de 4, 7 y 0.8 años, respectivamente.

Para determinar la estructura de la vegetación y la regeneración de *Arctostaphylos pungens* en los sitios quemados (Q) y no quemados (NQ) se realizó un muestreo de cuadrantes centrados en un punto (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974). Se ubicaron 25 puntos a lo largo de 5 transectos paralelos separados por 20 m; en cada transecto se localizaron 5 puntos de muestreo separados por 20 metros. En cada punto se tomó información de los individuos más próximos al punto central en cuatro cuadrantes; en cada cuadrante se registró la distancia a la especie arbórea o arbustiva más cercana así como su altura, cobertura y diámetro basal tomado a 10 cm de altura. Además, en cada cuadrante se registró la especie arbórea o arbustiva más cercana al punto central y que

fuera menor a 1 m de altura, considerando a éstas como la regeneración de cada especie; se registró la distancia al punto, su altura y su cobertura. En cada sitio se registró la altitud, pendiente, profundidad del suelo y hojarasca y porcentaje de pedregosidad. Se consideró a las especies arbóreas y arbustivas en la misma categoría, ya que el estrato arbóreo de este tipo de comunidades es abierto y de alturas no mayores a 8 m, además algunas especies arbóreas llegan a presentar hábito arbustivo como resultado del fuego.

Los datos se analizaron mediante la metodología propuesta por Mueller-Dombois y Ellenberg (1974) para determinar el número de individuos por hectárea (NIPH), el área basal ($m^2 ha^{-1}$), la cobertura ($m^2 ha^{-1}$) y la altura promedio por especie y por sitio. Además se calculó el porcentaje del valor de importancia de cada especie.

Para determinar si existen diferencias significativas en el número de individuos de *A. pungens* que se regeneran en cada sitio, se realizó un análisis de contingencia de dos

vías, en donde la frecuencia de aparición de *Arctostaphylos* en cada punto de muestreo

(FREC) se utilizó como variable aleatoria, dicha variable puede tomar valores de 0 a 4; los factores fueron el sitio (SIT: Michilía, Galeana y La Flor) y el tratamiento (TRAT:

Quemado, no quemado), el modelo general fue:

$$FREC = \mu + SIT + TRAT + \xi$$

Se asume que las variables SIT y TRAT son independientes. El análisis se realizó con el paquete estadístico SAS (1998). Se aplicó la corrección de Bonferroni (Holms 1979),

para corregir las probabilidades de rechazo de H_0 en pruebas múltiples; las pruebas se hicieron a $\alpha=0.05$.

Para determinar si la población de manzanita en los sitios es coetánea o no, primeramente se calculó la edad de los individuos en el muestreo de cuadrantes centrados en un punto en base a su altura. Para el cálculo se construyó una ecuación de regresión lineal con 98 individuos muestreados independientemente para tal efecto, la variable independiente fue la altura y la dependiente el número de verticilos: Se supuso que el número de verticilos es un buen estimador de la edad, ya que la manzanita produce un verticilo por año, y sólo en el caso de lluvias muy abundantes puede generar dos; sin embargo debe advertirse que es necesario conocer el crecimiento vegetativo de la planta para realizar adecuadamente las estimaciones mediante este método. Posteriormente, los individuos se clasificaron por intervalos de dos años y se graficó su frecuencia y se aplicó una prueba de bondad de ajuste de χ^2 , donde la distribución esperada de las clases de edad bajo el supuesto de homogeneidad es multinomial (H_0 : no hay diferencia en la frecuencia observada en las clases de altura).

5.4 RESULTADOS

5.4.1 Regeneración de *Arctostaphylos pungens*. Existieron diferencias significativas ($p<0.05$) en la frecuencia de aparición de manzanitas menores a un metro en los sitios estudiados. Los factores “tratamiento” y “sitio” presentaron diferencias altamente significativas (cuadro 2), sin embargo, al probar las diferencias en el factor sitio, los

niveles “Galeana” y “La Flor” no presentaron diferencias significativas, pero si los hubo entre estos dos con “La Michilía” (cuadro 3).

Cuadro 5.2. Análisis de varianza de máxima verosimilitud para los factores “sitio” y “tratamiento” en la regeneración de manzanita.

FUENTE	GL	χ^2	p
Trat	4	22.41	0.0002
Sit	8	108.90	0.0000
Razón de verosimilitud	12	29.81	0.0030

Cuadro 5.3. Contraste de las estimaciones de máxima verosimilitud dentro del factor sitio de la regeneración de manzanita

CONTRASTE	GL	χ^2	p
Galeana vs. Michilía	4	90.63	0.0000
Galeana vs. La Flor	4	9.40	0.0519
Michilía vs. La Flor	4	95.79	0.0000

Los cuadros 4 y 5 muestran los parámetros estructurales de los estratos arbustivo-arbóreo y de regeneración, así como el valor de importancia relativa de *Arctostaphylos pungens*. Se observa que el estrato arbustivo-arbóreo de los sitios quemados presenta un menor número de especies (Spp), de individuos por ha ($N \text{ ha}^{-1}$), de área basal por hectárea ($AB \text{ ha}^{-1}$) y de porcentaje de cobertura (% Cob) que los sitios no quemados; así mismo la importancia relativa de *A. pungens* (% VI Ap) también fue menor en los sitios quemados. En la regeneración el $N \text{ ha}^{-1}$ de todas las especies fue mayor en los sitios

quemados; pero el N ha⁻¹ de la manzanita varió; en Galeana y La Flor fue menor en los sitios quemados, mientras que en la Michilía fue mucho mayor.

Cuadro 5.4. Parámetros estructurales del estrato arbóreo-arbustivo de los sitios estudiados y porcentaje de importancia relativo de *Arctostaphylos pungens*.

Spp	N ha ⁻¹	AB ha ⁻¹	Altura med	% Cob	N ha ⁻¹ Ap	%VI Ap	
GAL-NQ	7	2925.1	5.86	1.8	107.6	1418	34.8
GAL-Q	5	363.2	0.70	6.0	13.4	21	7.2
MICH NQ	7	719.2	9.54	3.7	57.0	252	19.7
MICH Q	6	6.8	0.71	4.4	1.8	0	0.0
FLOR NQ	9	536.1	0.62	3.5	25.5	121	13.3
FLOR Q	7	291.0	0.58	3.6	0.19	102	8.5

Cuadro 5.5. Parámetros estructurales de la regeneración de especies arbustivas y arbóreas y porcentaje de importancia relativo de *Arctostaphylos pungens*.

Spp	NI ha ⁻¹	Altura med	% Cob	NI ha ⁻¹ Ap	%VI Ap	
GAL-NQ	4	197.7	0.3	1.5	31	25.3
GAL-Q	3	1,747.2	0.8	1.8	14	14.5
MICH NQ	8	1,483.6	0.6	24.5	1010	45.1
MICH Q	5	3,728.0	0.7	95.1	3426	93.3
LA FLOR NQ	8	139.6	0.6	5.2	46	34.6
LA FLOR Q	6	414.6	0.3	0.1	50	22.9

5.4.2 Estructura de las poblaciones de *Arctostaphylos pungens*. Se encontró una relación significativa ($p=0.0001$) entre el número de verticilos y la altura de la planta (figura 3), el coeficiente de correlación r^2 fue de 0.88, la pendiente indica un crecimiento promedio de 0.085 m por año.

La hipótesis de homogeneidad para determinar si la estructura de las poblaciones es homogénea fue rechazada en todos los casos ($P<0.05$) lo cual indica que las poblaciones se distribuyen en determinadas categorías de edad (figura 5.4). Las clases de edad dominantes fueron como sigue: En Galeana no quemado se encontraron individuos de todas las clases de edad, excepto en la clase 0-2 años, en este sitio no se observó una dominancia clara de alguna clase en particular; en Galeana quemado se encontraron únicamente individuos que germinaron después del incendio de 1998, en la clase 4-5 años; en La Michilia no quemado las clases de edad 2-3 y 4-5 años dominan, aunque también se presentan individuos entre los 14 y 30 años, sin una dominancia clara de

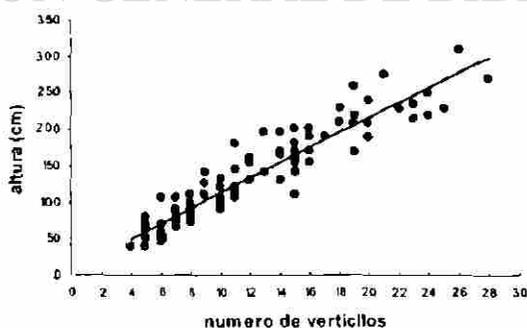
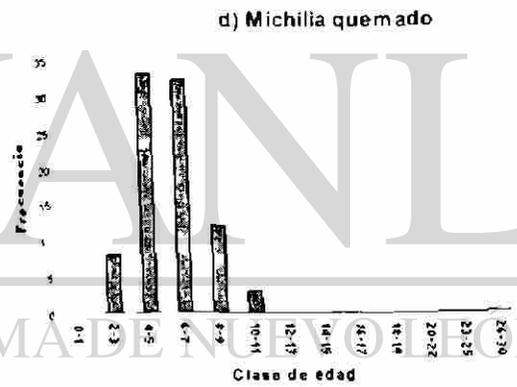
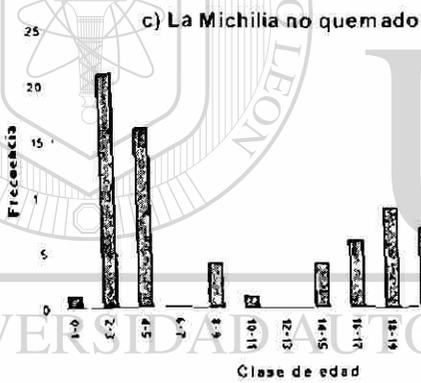
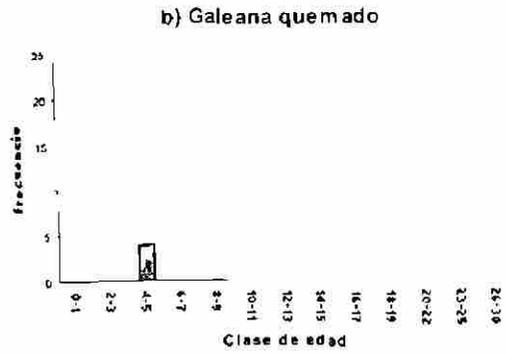


Figura 5.3. Relación entre el número de verticilos y la altura de *Arctostaphylos pungens*.



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

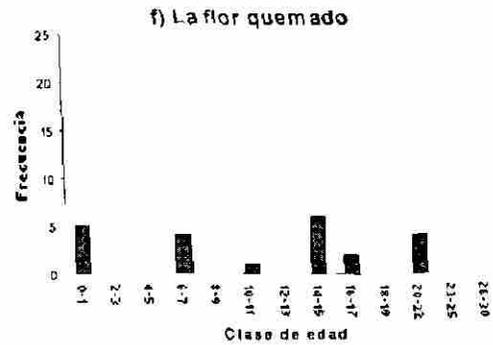
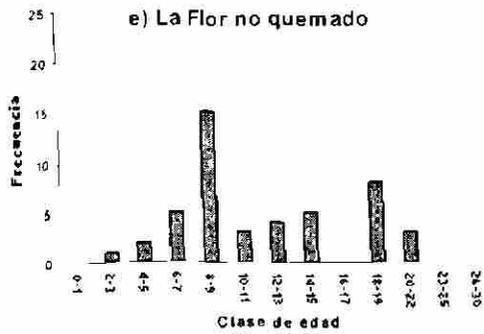


Figura 5.4. Estructura de alturas de las poblaciones de manzanita en los sitios estudiados

alguna clase en particular; en la Michilía quemado las clases 4-5 y 6-7 dominan y corresponden a los individuos que se establecieron después del incendio; en la Flor no quemado dominan las clases 8-9 y 18-19 años, pero existen individuos de todas las clases de edad; finalmente en La Flor quemado se observan 4 clases dominantes: 0-1, 6-7, 14-15, y 20-22 años, la estructura de edades de la manzanita de este sitio es lo más parecido a lo que se espera si la manzanita germinara únicamente con el estímulo de incendios.

5.5 DISCUSIÓN

La regeneración de *Arctostaphylos pungens* en los sitios estudiados no presentó un patrón definido. se esperaba que en los sitios no quemados no se presentaran individuos de igual o menor edad a los individuos que se regeneraron después de los incendios en los sitios quemados; no obstante, los sitios no quemados presentaron individuos de estas edades y aún menores (figura 4). Lo anterior podría indicar que los mecanismos de regeneración de *A. pungens* no están necesariamente vinculados al fuego, o que la germinación puede ocurrir varios años después del estímulo dado por el fuego, lo cual no ha sido reportado en la literatura. Desde el punto de vista evolutivo sería ventajoso mantener cierta variación en la respuesta de germinación, dado que en ausencia del factor que dispara la germinación masiva, las poblaciones aun pueden seguir manteniéndose a largo plazo (Jurado y Moles 2003). En relación a esto Márquez-Linares

(Capítulo 4) encontró en experimentos de germinación que una proporción muy baja de las semillas de *Arctostaphylos* germinó sin ningún tratamiento de escarificación, lo cual respalda esta última posibilidad.

Sin embargo, el establecimiento de la manzanita en el año posterior al incendio fue clara: en Galeana sólo existen individuos de la clase 4-5, la cual corresponde al tiempo transcurrido desde el incendio de 1998; en la Michilía las clases: 4-5 y 6-7 años dominan y el incendio ocurrió 7 años antes del muestreo, es probable que la distribución que se observa sea producto de la diferencia de crecimiento entre los individuos de la misma edad que conforman la población; finalmente, en La Flor, después de 11 meses de haber ocurrido el incendio, la respuesta de *Arctostaphylos* fue escasa, pero es posible que aún no haya transcurrido el tiempo suficiente para observar la respuesta completa, o bien que este tipo de incendio no estimule una respuesta masiva.

El reestablecimiento de las comunidades vegetales en sitios incendiados depende de las especies que se encontraban previamente en el sitio, de sus adaptaciones para sobrevivir a su efecto y de la intensidad del incendio, lo cual determina el material viable que queda después de ocurrido (Lyon y Stickney 1974; Kauffman 1986; Tyler 1995). Las variaciones en el calor del suelo afectan el reclutamiento porque las semillas tienen diferentes tolerancias al calor y diferentes requerimientos de germinación (Keeley 1987, Keeley y Keeley 1987, Zaammit y Zedler 1988). En el caso de los sitios estudiados la combinación de la intensidad del incendio, la pedregosidad y el ancho del mantillo orgánico pueden haber determinado la respuesta, no solamente de la manzanita, sino de otras especies como *Quercus depressipes* y *Pinus sp.* A este respecto, Johnson (1992)

indica que la cantidad de mantillo que se quemó durante los incendios determina en gran parte la respuesta de la vegetación.

En los sitios estudiados la intensidad del fuego varió. En Galeana-quemado el incendio de 1998 afectó a la mayoría de los individuos entre 0 y 6 m de altura, quedando pocos individuos de más de 8 m de *Pinus chihuahuana* y *P. engelmannii*. En el sitio contiguo, no quemado, el estrato arbóreo-arbustivo tuvo una cobertura de 107%, altura promedio 1.8 m y densidad de 2,995 individuos por ha (cuadro 4); si se asume que en el sitio quemado la estructura era similar al contiguo no quemado, entonces la altura de la flama puede haber alcanzado entre 2.5 y 3.5 m con temperaturas al nivel del piso altas, ya que consumió prácticamente todo el combustible existente en el piso; además, ambos sitios tienen una superficie pedregosa con rocas aflorantes en algunos lugares. Por lo anterior es posible que el incendio haya calcinado la mayoría de las semillas existentes, bajo estas condiciones la especie que mejor respondió fue *Q. depressipes*, la cual se regenera vegetativamente, y no *A. pungens*, que requiere establecerse mediante su semilla.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

En La Michilfa no quemado la cobertura del estrato arbóreo-arbustivo cubrió 57% de la superficie, la altura promedio de la vegetación fue 3.7 m y la densidad de 719 NI ha⁻¹, mientras que en el sitio quemado este estrato prácticamente fue eliminado por el incendio. Si el sitio quemado era similar al no quemado, entonces el incendio pudo haber tenido alturas superiores a los 3 m; sin embargo, en este sitio la profundidad del suelo y de la hojarasca fue mayor que en Galeana, por lo que el banco de semillas pudo quedar protegido de las altas temperaturas por el mantillo, dejando viable un número suficiente de semillas para obtener la abundante germinación de *A. pungens*.

En La Flor no-quemado el estrato arbóreo-arbustivo presentó una cobertura de 25.5%, altura promedio de 3.5 m y densidad de 535 individuos por ha, sin dominancia por parte de ninguna especie en particular. En el sitio quemado (2003) el incendio fue superficial y de baja intensidad, quemó únicamente la capa superior de la hojarasca e individuos menores a un metro y algunos de 1.5 m; los árboles y arbustos de mayor tamaño no fueron afectados. Se deduce entonces que la altura de la flama no fue mayor a 0.5 m. En general se abrió el espacio en el nivel del piso y la regeneración de *Pinus* sp. fue la más importante.

Estos resultados sugieren que la intensidad del incendio (tiempo y temperatura) y la condición previa del sitio son importantes para determinar la respuesta de *A. pungens*. Tanto en Galeana como en La Michilía los incendios fueron intesos, la diferencia notable entre ambos sitios fue la pedregosidad y profundidad del suelo y la hojarasca, mientras en Galeana el suelo es muy escaso y mayormente rocoso, en La Michilía tuvo mayor profundidad. Posiblemente el incendio de Galeana calcinó el banco de semillas, mientras que en La Michilía la capa orgánica pudo haber dado protección a éstas.

Los rodales estudiados en el presente trabajo son representativos de numerosas localidades de las áreas de transición de la Sierra Madre Occidental del estado de Durango, caracterizados por ser relativamente densos, de baja altura y dominados por especies arbustivas como *A. pungens*, *Quercus depressipes* o *Q. striatula*. Es probable que la generación de estas estructuras esté asociada con la alteración de los regímenes de incendios. Los incendios frecuentes (intervalos de cinco años o menos) favorecen

eventos superficiales de baja intensidad, en este lapso se acumula poco combustible en el suelo, el mantillo es delgado y ofrece poca protección a las semillas de *A. pungens*. El resultado es que la respuesta de germinación y establecimiento es pobre. Con ciclos de incendio más largos (10 a 20 años), se ha acumulado suficiente mantillo para proteger a las semillas, por lo que al ocurrir un incendio la respuesta será masiva. Con ciclos de incendio muy largos, los incendios necesariamente serían catastróficos, calcinando la mayoría de las semillas, por lo que la respuesta de la manzanita será pobre. Desde luego, la intensidad de los incendios y por lo tanto su efecto sobre el mantillo y las semillas, dependerá no solo del tiempo transcurrido desde el último incendio, sino de otros factores como la humedad, el viento, la topografía, etc. Esta hipótesis concuerda con lo observado por Fulé y Covington (1997) en la reserva de la Biosfera de La Michilía en Durango, quienes encontraron que los rodales donde el fuego se ha excluido por periodos prolongados tienen una estructura relativamente densa, con árboles pequeños y jóvenes, mientras que los rodales donde los incendios han sido frecuentes y de baja intensidad presentaron estructuras abiertas y de árboles grandes.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

5.6 CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos, *A. pungens* se establece de manera abundante después de que ocurren incendios en el sitio, aunque una proporción muy baja de semillas puede germinar en ausencia del estímulo del fuego. La respuesta de establecimiento depende a su vez del tipo de incendio y de la protección que la semilla tenga de las altas temperaturas, dada por el grosor de la hojarasca y de qué tanto se consume ésta por el incendio.

CAPÍTULO 6

DISCUSIÓN GENERAL

Las continuas perturbaciones que el ser humano produce sobre los ecosistemas naturales debido a la explotación de sus recursos, el uso del suelo con fines productivos, los asentamientos humanos y el establecimiento de infraestructura han producido profundas modificaciones en el paisaje y la vegetación en todo el orbe. El impacto de estas actividades ha generado a escala mundial la pérdida de biodiversidad y el calentamiento global, y a escala regional la alteración de los ciclos hidrológicos, deforestación, pérdida de hábitat y cambios en la distribución y abundancia de la vida silvestre (Vitousek et al. 1997).

En el estado de Durango estos cambios se han reflejado en la retracción de los bosques

templados hacia lugares de mayor altitud y la sustitución de estos por chaparrales, pastizales y áreas degradadas y/o erosionadas (González et al. 2001, SECOPE 2003, Velásquez et al. 2002). Dentro de las especies favorecidas por estos cambios, *Arcostaphylos pungens* (manzanita) destaca por su frecuencia y dominancia tanto en los chaparrales como en los bosques semisecos de los flancos orientales de la serranía de Durango y de otros estados de la República como Chihuahua y Zacatecas. Por esto, el conocimiento de la biología y ecología de la manzanita es importante para comprender cómo estos cambios ocurren, y de qué manera los incendios forestales, la extracción de leña, la ganadería extensiva y la producción de carbón, prácticas comunes en estos ecosistemas, influyen en estos cambios.

Inicialmente se plantearon tres problemas: i) ¿Se tiene evidencias de que los matorrales de *A. pungens* ocupen mas superficie que en el pasado?, ii) ¿Cual es la relación que existe entre los incendios forestales, la ocupación de la manzanita y la sucesión forestal?, y iii) ¿Cuales son los factores que disparan la germinación de las semillas de *A. Pungens*?. Las hipótesis generales propuestas fueron: i) Los chaparrales dominados por *A. pungens* ocupan una superficie mayor que hace 30 años en un área representativa de las laderas orientales de la Sierra Madre Occidental de Durango. ii) En los sitios donde han ocurrido incendios forestales recientes la manzanita se establece con mayor éxito que otras especies forestales (*Pinus* o *Quercus*), y iii) La semilla germina en las condiciones de humedad y temperatura que se producen bajo la cobertura de *A. pungens* en la época de lluvias, sin ningún otro factor adicional.

Los cambios en la vegetación en el estado de Durango fueron evaluados en la microcuenca denominada "Arroyo del Carpintero", cercana a la ciudad de Durango (Capítulo 2), en ésta se estimó a una escala de 1:50,000, que la superficie dominada por especies arbóreas (*Pinus* y *Quercus*) disminuyó en un 47.8% (de 12,952 a 6,193 ha) en 30 años (1970-2000), lo que representó una tasa de cambio anual de -2.43% (deforestación), mientras las áreas dominadas por chaparrales y por especies herbáceas aumentaron su extensión en 22.8% (de 9,571 a 11,754 ha) y 209% (de 2,188 a 6,774 ha), respectivamente, lo que representa un tasa de crecimiento de 0.69% y 3.84% anual. Los datos anteriores son más críticos de lo esperado, ya que las comunidades herbáceas representan generalmente estados de deterioro aún mayor que los mismos chaparrales. La mayoría de los chaparrales que se usaron como áreas de entrenamiento y verificación tienen a *Arctostaphylos pungens* como un elemento

dominante. Estos datos son confirmados por los obtenidos por la SECOPE (2003) a escalas de 1:2,500,000, quien estimó que la superficie forestal estatal disminuyó 5.8% (2,821 km²) en cinco años (1995-2000) lo que representó una tasa de cambio de -2.29%; mientras que los chaparrales aumentaron 166% (2,053 km² más) y los pastizales un 8% (1,678 km² más). Sin embargo estas cifras no indican si los bosques se están retrayendo o no, sólo que están siendo sustituidos.

Los datos obtenidos sobre la microcuenca del Carpintero indican que el origen de estos cambios tuvo lugar en la década de los 50's, cuando compañías madereras explotaron prácticamente todo el arbolado comercial existente en la zona. Posteriormente a esta década la economía de los ejidatarios se basó en la agricultura de temporal de subsistencia y en el sobrepastoreo de ganado vacuno (Herrera *et al.*, 2000), lo cual en conjunto con la extracción de leña como principal fuente de energía, ha provocado que el proceso de degradación de la vegetación y el suelo continúe hasta el presente. Otro factor importante en estos cambios ha sido la presencia de incendios forestales; la microcuenca ha sufrido incendios recurrentes (Rangel 2002). Aún cuando su frecuencia e intensidad no han sido evaluadas cuantitativamente, su efecto se observa en prácticamente toda la superficie. La sequía es también un factor de gran importancia. González-Elizondo (2003) indica que influye sobre la disminución de crecimiento del arbolado, mientras que Villers y Trejo (1997 y 1998) mencionan que debido al cambio climático se predice una disminución de la superficie ocupada por bosques templados en México.

Un factor clave para entender la dinámica de los manzanitales es el conocimiento de los mecanismos de germinación de la semilla de *Arctostaphylos pungens*, para conocer estos se

diseñó una serie de experimentos secuenciales donde se probaron los siguientes factores: shock térmico en húmedo y en seco aplicados en diferentes temperaturas y tiempos, estratificación fría (periodo de postmaduración invernal), paso por el tracto digestivo de coyotes (*Cannis latrans*), escarificación mecánica, riego con extractos de madera chamuscada, y humo (capítulo 3). De todos estos factores la combinación de humo-riego con extractos de madera chamuscada y estratificación fría obtuvo los mejores resultados con el 29.7 ± 8.4 % de germinación, valor muy superior a los reportados en la literatura para otras especies del género (Kauffman 1986, Keeley 1987, 1991). Estos mismos factores aplicados de manera aislada, tuvieron también efectos significativos aunque de menor proporción. Es importante destacar que en el tratamientos testigo con estratificación fría se obtuvo también germinación, aunque en una proporción muy baja (2.3 ± 1.3 %), lo cual hace suponer que las semillas pueden germinar aun sin tratamientos derivados del fuego. Los resultados anteriores indican que la semilla de la manzanita es refractaria, es decir que está adaptada para sobrevivir y germinar en ambientes derivados del fuego, y que el tipo de dormición es física.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Con el propósito de determinar la relación que existe entre los incendios forestales y el establecimiento y estructura de manzanitales se estudiaron seis rodales de manzanita, tres quemados y tres no quemados (Capítulo 4). Se encontró que en el rodal quemado de La Michilía el establecimiento y por lo tanto germinación de la manzanita fue masiva, mientras que en Galeana la manzanita tuvo una respuesta escasa, en este sitio *Quercus depressipes* presentó mejor respuesta; en La Flor, a un año de haberse incendiado, la respuesta fue escasa, aunque es posible que sea necesario más tiempo para observar la respuesta completa. En los sitios no quemados contiguos a los anteriores, se esperaba que no se

presentaran individuos de igual o menor edad a los individuos que se regeneraron después de los incendios en los sitios quemados; esto solo ocurrió en La Flor, mientras que en Galeana y la Michilía se presentaron individuos de estas edades y aún menores. Lo anterior podría indicar que los mecanismos de regeneración de *A. pungens* no están necesariamente vinculados al fuego como se determinó en el capítulo 3, es decir que la manzanita puede tener reclutamiento de individuos en proporciones bajas en ausencia de incendios. Es necesario mencionar que el banco de semillas de *Arctostaphylos* puede ser muy abundante, ya que esta planta invierte una proporción importante de su energía en producción de frutos y semillas anualmente; en otras especies del género se han encontrado hasta 2.8 millones de semillas viables por ha (Kelley, 1987), de tal forma que aun un porcentaje de germinación por abajo del 1% en ausencia de fuego, puede significar un reclutamiento importante de individuos a la población de *Arctostaphylos*.

La diferencia en las respuestas observadas en los rodales estudiados puede estar relacionada con las diferencias en la intensidad del incendio, la pedregosidad del sitio y el ancho del mantillo orgánico. En Galeana la altura de la flama puede haber alcanzado entre 2.5 y 3.5 m con temperaturas al nivel del piso altas ya que consumió prácticamente todo el combustible existentes; además la superficie es pedregosa con rocas expuestas. En la Michilía las flamas alcanzaron mas de 3 m, sin embargo el incendio fue rápido y la profundidad del suelo y de la hojarasca fue mayor que en Galeana, por lo que el banco de semillas pudo quedar protegido de las altas temperaturas por el mantillo, dejando viable un número suficiente de semillas para obtener la abundante germinación de *A. pungens*. Por su parte en la Flor el incendio fue superficial y de baja intensidad, quemó únicamente la capa superior de la hojarasca e individuos menores a un metro, por lo que la altura de la flama no fue mayor a

0.5 m. En general se abrió el espacio en el nivel del piso y la regeneración de *Pinus* sp. fue la más importante.

Las diferencias anteriores indican que la intensidad del incendio (tiempo y temperatura alcanzada) y la condición previa del sitio son importantes para determinar la respuesta de *A. pungens*. Tanto en Galeana como en La Michilía los incendios fueron intensos, la diferencia notable entre ambos sitios fue la pedregosidad, la profundidad del suelo y la hojarasca. Mientras en Galeana el suelo es muy escaso y mayormente rocoso, en La Michilía tuvo mayor profundidad. Posiblemente el incendio de Galeana calcinó el banco de semillas, por lo que la mejor respuesta fue de *Quercus depressipes*, especie que se regenera vegetativamente, mientras que en La Michilía la capa orgánica pudo haber dado protección a una proporción importante de las semillas y generar las condiciones para que perdieran la dormición y germinaran.

Sobre la base de lo anterior se puede suponer que la alteración de los regímenes de incendio naturales, por las políticas de supresión de incendios y por los sistemas de manejo, sea un factor importante en el surgimiento de chaparrales fuego-dependientes. Fulé y Covington (1997) indican que los rodales donde el fuego se ha excluido por periodos prolongados tienen una estructura relativamente densa, con árboles y arbustos pequeños y jóvenes, mientras que los rodales donde los incendios han sido frecuentes y de baja intensidad presentaron estructuras abiertas y de árboles grandes. Entonces, los incendios frecuentes (con intervalos de cinco años o menos) favorecen incendios superficiales de baja intensidad, en este lapso se acumula poco combustible en el suelo, el mantillo es delgado y ofrece poca protección a las semillas de *A. pungens*. El resultado es que la respuesta de

germinación y establecimiento es pobre (sitio La Flor). Con ciclos de incendio más largos (10 a 20 años), se ha acumulado suficiente mantillo para proteger a las semillas, por lo que al ocurrir un incendio la respuesta será masiva (sitio La Michilía). Con ciclos de incendio muy largos, los incendios necesariamente serian catastróficos, calcinando la mayoría de las semillas, por lo que la respuesta de la manzanita podría ser escasa.

Con base en estos resultados y otras observaciones realizadas durante el estudio, algunas de las cuales están plasmadas en el capítulo I, se pueden ofrecer las siguientes sugerencias para el uso y manejo de la manzanilla: El manejo del fuego es un factor clave para la eliminación o fomento de los manzanitales. El uso del fuego para suprimirlos, como se ha realizado en algunas propiedades particulares del municipio del Mezquital Durango, puede ser contraproducente ya que a la larga propiciará manzanitales de mayor densidad. Sin embargo, si no se realiza ninguna acción de extracción o eliminación, su sustitución podría tardar mas de cincuenta años (Conard y Radosevich 1982, Conard et al. 1998, McDonald y Fiddler 1999). Por esto, para eliminar a algunas especies de *Arctostaphylos* en algunos lugares de EUA se usan herbicidas (Ketchum et al. 2000)

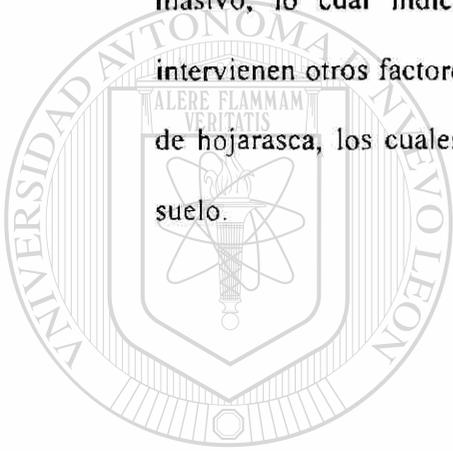
Por otra parte, la manzanita puede ser usada como restauradora del suelo, ya que se puede establecer en sitios donde éste es escaso o rocoso, aporta una lluvia continua de hojarasca, y es resistente a las sequías. Además, ofrece protección y alimento a una gran variedad aves y mamíferos, por lo que su manejo en las Unidades de manejo y Administración de Vida Silvestre (UMAs) para fomentar poblaciones de valor cinegético, como el guajolote silvestre, el venado cola blanca o el pecarí de collar, debe ser explorado en detalle.

Por lo anterior, *Arctostaphylos pungens* es una especie clave a considerar para el manejo de las áreas forestales, tanto por su respuesta a los incendios forestales como por su papel en la posible recuperación o restauración de áreas degradadas. Su estrategia ecológica, basada en una producción abundante de frutos, su dispersión por una gran variedad de mamíferos y aves, así como por la escorrentía superficial y su germinación fuego-dependiente, le ha permitido desplazar a especies arbóreas en muchos lugares de México.

Sobre la base de los resultados obtenidos en el presente trabajo se concluye que:

1. Los chaparrales de *Arctostaphylos pungens* y otras especies han desplazado la vegetación arbórea en muchos lugares de las laderas orientales de la sierra madre occidental de Durango, sin embargo la conversión de bosques a comunidades secundarias herbáceas fue mas importante que hacia chaparrales.
2. Las semillas de *Arctostaphylos pungens* germinan en respuesta al humo y compuestos químicos derivados de la combustión de la materia orgánica, ambos factores son producto de los incendios forestales.
3. El periodo que la semilla pasa en condiciones de invierno a bajas temperaturas (estratificación fría) mejora la respuesta de germinación, es posible que exista una maduración del embrión posterior a la dispersión (postmaduración).
4. El tipo de dormición que presenta la semilla de *Arctostaphylos pungens* es físico, lo cual indica que el humo o los extractos de madera chamuscada, modifican algún tejido del endospermo, lo cual facilita que el embrión entre en contacto con el agua o el oxígeno proveniente del ambiente.

5. La estructura los manzanillares estudiados tiende a ser coetánea, lo cual indica que el establecimiento de esta especie responde principalmente al estímulo del fuego; sin embargo, se encontraron individuos que no corresponden a las clases principales, por lo que se infiere que la manzanita puede germinar y establecerse en ausencia de incendios.
6. En algunos de los rodales quemados el establecimiento de la manzanita no fue masivo, lo cual indica en la respuesta de germinación y establecimiento intervienen otros factores como la intensidad del incendio y el grosor de la capa de hojarasca, los cuales determinan el estímulo a las semillas existentes en el suelo.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez Z. R., J. L. Aguilar V., L. Palacio O. y R. Centeno Q. 2001. Verificación fitosanitaria del ejido San Juan de Michís, Súchil, Dgo. Informe Técnico. Programa Forestal y de suelos del estado de Durango.
- Anderson, J. M. 1985. Effects of prescribed burning on shrub seeds stored in duff and soil of Sierra Nevada Mixed Conifer forest. M. S. Thesis. University of California, Berkeley.
- Barrio J. del, E. Luis-Calabuig y R. Tárrega. 1999. Vegetative response of *Arctostaphylos uva-ursi* to experimental cutting and burning. *Plant Ecology* 145: 191-195.
- Baskin C. C. y J.M. Baskin 1998. Germination ecology of seeds with physical dormancy. In: Baskin C. C. y J.M. Baskin (eds). *Seeds*. Chapter 6.
-
- Berg. A. R. 1974. *Arctostaphylos* Adans. pp. 228-231. In: Schopmeyer C. S. (Ed.) *Seeds of woody plants in the United States*. Agricultural Handbook. USDA Forest Service. Washington, D.C.
- Biswell, H. H. 1974. Effects of fire on chaparral. pp. 321-364. In: Kozlowski, T. T. y C. E. Ahlgren (Eds.). *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York.
- Bye, R. 1986. Medicinal plants of the Sierra Madre: comparative study of Tarahumara and Mexican market plants. *Economic Botany* 40: 103-124.
- Casas S., R., S. González E. y J. Tena F. 1995. Estructura y tendencias sucesionales en vegetación de clima templado semi-seco en Durango. México. *Madroño* 42: 501-515.

Chistensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, L. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parson, C. H. Peterson, M. G. Turner, and R. G. Woodmansee. 1996. Report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.

Conard, S. G. y S. R. Radosevich. 1982. Post-fire succession in white fir (*Abies concolor*) vegetation of three montane chaparral species in California. *Forest Science* 27: 627-639.

Conard S. G., S. R. Sparks, and J. C. Regelbrugge. 1998. Comparative plant water relations and soil water depletion patterns of three seral shrub species on forest sites in southwestern Oregon. *Forest Science* 43: 336-347.

Cronquist, A. 1973. *Botánica Básica*. CECSA, México.

Davis, C. B. 1973. "Bark striping" in *Arctostaphylos* (Ericaceae). *Madroño* 22:145-149

Diggs, G. M. 1995. *Arctostaphylos* Adanson. pp. 133-145. In: J. L. Luteyn (Ed.). *Ericaceae Part II. The superior-ovaryed genera. Flora Neotropica. Monograph 66.*

Eastman J. R. 1999. *Idrisi32: Guide to GIS and Image Precessing*. Clark Labs. Clark University, Worcester, MA. USA.

FAO, 1995. Evaluación de los Recursos Forestales 1990. Países tropicales Estudios Forestales de FAO. 112: 1-41.

Fenner, M. 2000. *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. CABI Publishing, N.Y.

Fulé, P. Z., y W. W. Covington, 1997. Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Acta Botánica Mexicana* 41: 43-79.

Fulé P. Z. y W.W. Covington 1999. Fire regime changes in La Michilia Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology* 13: 640-652.

Fulé, P. Z., A. García-Arévalo y W. W. Covington. 2000. Effects of an Intense wildfire in a Mexican Oak-Pine forest. *Forest Science* 46: 52-61.

Galindo-Leal C. y M. Weber. 1998. El venado de la Sierra Madre Occidental. Edicusa-Conabio. México.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. *Anales del Instituto de Geografía*. UNAM, México.

González-Elizondo, M. 1984. Las plantas medicinales de Durango. *Inventario Básico*. Cuadernos de Investigación Tecnológica, CIDIIR-IPN 1:1-115.

González-Elizondo M., Y. Herrera-Arrieta, M. S. González-Elizondo, M. A. Márquez-Linares y C. López-González. 2000. Canatlán: Asociaciones vegetales. *Interciencia* 1: 12-16.

González-Elizondo, M. 2003. Indicadores de cambio climático en algunas especies de pináceas de la Sierra Madre Occidental, México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares N.L. México.

González-Elizondo, M. S. 1992. Los bosques templados semisecos en Durango, México. *In: Seminario de Ecología de ambientes Áridos y Semiáridos*. Memoria Instituto de Ecología. Xalapa, México.

- González-Elizondo, M. S., M. González-Elizondo y A. Cortés-Ortiz. 1993. Vegetación de la Reserva de la Biosfera La Michilía, Durango, México. *Acta Botánica Mexicana*. 22: 1-104.
- González Elizondo, M. S., M. González Elizondo, J. A. Tena Flores, I. L. López Enriquez y M. A. Márquez Linares. 2001. Cambios sucesionales en la vegetación de Durango. *Memorias. Segunda Reunión Estatal de Ciencia y Tecnología. COCyTED*. 14-16 Noviembre 2001. Durango, Dgo. pp. 314-320.
- González Quintero, L. 1974. Tipos de vegetación de México. p. 111-218. *In: Flores Díaz A., T. Alvarez y L. González Quintero*. 1974. El escenario geográfico. INAH. México.
- Granstrom A. y J. Schimmel. 1993. Heat effects on seeds and rhizomes of a selection of boreal forest plants and potential reaction to fire. *Oecologia* 94: 307-313
- Grime, J.P. 1982. *Plant Strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, New York, USA.
-
- Heinselman, M. L. 1978. Fire intensity and frequency as a factor in the distribution and structure of northern ecosystems. *In: M.A.B. (Ed.) Fire regimen and ecosystem properties*. Honolulu, Hawaii.
- Hannes, T. L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-51.
- Hagan J. E., J. R. Eastman y J. Auble. 1998. *CartaLinx: The spatial data builder*. Clark labs. Worcester University. MA, USA.
- Hart, R.H. y W. A. Laycock. 1996. Repeat photography on range and forest lands in the western United States. *Journal of Range Management* 49: 60-67.

Hernández D., J., A. Quiñónez C. y A. Delgado A. 1992. Diagnóstico de la industria forestal de Durango. Informe Técnico. INIFAP-Dgo.

Herrera C., J., Y. Herrera-Arrieta y D. Pámanes G. 2000. Canatlán: estado actual de la ganadería. *Interciencia* 1: 22- 24

Herrera González, Diana E. 2002. Aporte nutricional del ecosistema de maderas del Carmen, Coahuila, para el oso negro (*Ursus americanus eremicus*). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares N. L. México.

Holm, S. 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*. 6:65-70.

Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?. *Trends Ecol. Evol.* 15:56-61.

INEGI, 1995. Canatlán, Estado de Durango. Cuaderno Estadístico Municipal. Aguascalientes, México.

INEGI, 2000. Tabulados Básicos Nacionales y por Entidad Federativa. XII Censo General de Población y Vivienda. (Disco compacto).

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: Studies from North American boreal forest. Cambridge University Press, New York, USA.

Jurado, E. y A. Moles. 2003. Germination deferment strategies. pp. 381-388. *In*: G. Nicolas, N. K. J. Bradford, D. Come y H. W. Pritchard (Eds.). *The Biology of Seeds: Recent Research advances*. CAB International, Wallingford, 41.

Kauffman, J. B. 1986. The ecological response of the shrub component to prescribed burning in a mixed conifer ecosystems. Ph.D. Dissertation. University of California, Berkeley. USA.

Kauffman, J. B. y R. E. Martin. 1991. Factors influencing the scarification and germination of three montane Sierra Nevada shrubs. The George Fahnstock memorial fire symposium. Northwest Science 65: 80-187

Keeley, J. E. 1977. Seed production, seed population soil, and seedling production after fire for two congeneric pairs of sprouting and nonsprouting chaparral shrubs. Ecology 58: 820-829.

Keeley, J. E. 1987. Role of fire in seed germination of woody taxa in California chaparral. Ecology 68: 434-443.

Keeley J. E. 1987. Ten years of change in seed banks of the chaparral shrubs. *Arctostaphylos glauca* and *A. glandulosa*. American Midland Naturalist. 117: 446-448.

Keeley, J. E. y S. C. Keeley 1987. The role of fire in the germination of chaparral herbs and suffrutescents. Madroño 34: 240-249.

Keeley, J. E. 1991. Seed germination and life history syndromes in the California chaparral. Botanical Review 57: 81-116.

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Keeley, J. E. 1992a. Recruitment of seedlings and vegetative sprouts in unburned chaparral. Ecology 73: 1194-1208.

Keeley, J. E. 1992b. Demographic structure of Californian chaparral in the long-term absence of fire. Ecology 70: 1619-1628.

Keeley, J. E. y C. J. Fotheringham. 1998. Smoke-induced seed germination in California Chaparral. Ecology 79(7): 2320-2336.

Ketchum, J.S., R. Rose y B. Kelpsas. 2000. Comparison of adjuvants used in fall-release herbicide mixtures for forest site preparation. *Tree Planters' Notes* 49: 66-71.

Kozlowski, T. T. y I. F. Ahlgren, (Eds.). 1974. *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, USA.

Lyon, L. J. y P. F. Stickney. 1974. Early vegetal succession following large northern Rocky Mountain wild fires. pp. 355-376. *In: Proceedings of Tall Timbers Fire Ecology Conference*, 14.

Márquez-Linares, M. A. y M. S. González-Elizondo. 1998. Composición y estructura de un bosque templado de la Sierra Madre Occidental de Dgo. *Agrociencia* 32: 413-419.

Márquez-Linares, M. A. 2002. Algunos aspectos de la fenología y germinación de *Arctostaphylos pungens* HBK en Durango, México. *Memorias del 3er ciclo de seminarios doctorales*. FCF-UANL, México.

McDonald P. M. y G. O. Fiddler. 1999. Effect of cattle grazing, seeded grass, and an herbicide on ponderosa pine seedling survival and growth. *Research Paper Pacific Southwest Research Station, USDA Forest Service*. No. PSW-RP-242.

Mas, J. F., V. Sorani y R. Álvarez. 1996. Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*. UNAM. Número especial 5: 43-57.

Miller M. E. 1999. Use of historic aerial photography to study vegetation change in the Negrito Creek watershed, southwestern new Mexico. *Southwestern Naturalist* 44: 121-137.

Mirov, N. T. 1967. *The genus Pinus*. Ronald Press, New York, USA.

Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York, USA

Mukhina, V. F. 1996. Seed regeneration of *Arctostaphylos uva-ursi* (L.). Rastitel'nye-Resursy 32: 17-40.

Munz, P.A. y D. D. Keck. 1959. A California flora. University of California, Berkeley. USA.

Odion D. C. y F. W. Davis, 2000. Fire, soil heating, and the formation of vegetation patterns in Chaparral. Ecological Monographs 70: 149-169.

Parker V. T. y V. R. Kelly. 1989. Seed bank in California chaparral and other Mediterranean climate shrublands. 231-253. In: Leck M.A., R.L. Simpson (Eds). Ecology of soil seed banks. Academic Press. San Diego, California. USA.

Pouncey, R., K. Swanson. y K. Hart. 1999. ERDAS Field Guide. Fifth Edition, ERDAS Inc. Atlanta Georgia, USA.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
Rangel P., L. A. 2002. Comunicación personal. SEMARNAT, Delegación Durango

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Rodríguez-Trejo, D. A. 1996. Incendios Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Mundi-Prensa, México.

Rogers, B. 1949. Effects of fire on germination of sedes of *Arctostaphylos viscida*. M.S. Thesi, University of California, Berkeley. USA.

Rumble M.A. y S.H. Anderson. 1996. Feeding ecology of Merriam's turkeys (*Meleagris gallopavo merriami*) in the Black Hills, South Dakota. American Midland Naturalist. 136: 157-171.

Rzedowski, J. 1978. La Vegetación de México. Ed. Limusa. México, D. F.

SAS Institute Inc. 1998. SAS/STAT Users' Guide, Release 6.03. Cary, N.C. USA

SECOPE. 2003. Programa de ordenamiento territorial del estado de Durango. Inédito, 35 p.

Spurr H., S y B. V. Barnes. 1980. Forest ecology. John Wiley & Sons. New York, USA.

Sutherland, W. J. 1998. Ecological Census Techniques: A handbook. Cambridge University Press. U.K.

Tyler, C. M. 1995. Factors contributing to postfire seedling establishment in chaparral: direct and indirect effects of fire. *Journal of Ecology* 83: 1009-1020.

Treviño Garza, E. J. 2001. Estratificación de la información en el procesamiento digital de imágenes de satélite aplicado a la cartografía de los bosques de *Pinus cembroides*. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de geografía, UNAM*. 44: 54-63.

Van Dike, E. y K. D. Holl. 2001. Maritime chaparral community transition on the absence of fire. *Madroño* 48: 221-229.

Velázquez, A., J. F. Mas y J. L. Palacio. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo en México. Convenio INE-IG (UNAM). www.semarnat.ine.gob.mx

Villers Ruiz, L. e I. Trejo Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Clim. Research* 9: 87-93.

Villers Ruiz, L. e I. Trejo Vázquez. 1998. Impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* 23: 10-19.

Viramontes, D. y L. Descroix. 2003. Changes in the surface water hydrologic characteristics of an endoreic basin of northern Mexico from 1970 to 1998. *Hidrological Processes* 17: 1291-1306.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.

Wangler J. M. y R. A. Minnich 1996. Fire and succession in Pinion-Juniper woodlands of the San Bernardino Mountains, California. *Madroño* 43: 493-514

Wittaker R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. Mc Millan Pub. Co., Inc. New York, USA.

Young, R. A. y R. L. Giese 1990. *Introduction to Forest Science*. John Wiley & Sons. New York, USA.

Zammit, C.A. y P.H. Zedler. 1988. The influence of dominant shrubs, fire, and time since fire on soil banks in mixed chaparral. *Vegetatio* 75: 175-187.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN[®]
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

