



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES
CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS**

**ECOLOGÍA Y MANEJO DE PAISAJES FORESTALES, EN LA
SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES, MÉXICO.**

T E S I S

QUE PRESENTA

M.C. VICENTE DÍAZ NÚÑEZ

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

COMITÉ TUTORAL:

DR. JOAQUÍN SOSA RAMÍREZ

DR. FELIPE TAFOYA RANGEL

Ph.D. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP

AGUASCALIENTES, AGS., 20 DE JUNIO DE 2012



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES

Centro de Ciencias Básicas

M. en C. VICENTE DÍAZ NÚÑEZ,
ALUMNO (A) DEL DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
P R E S E N T E .

Estimado (a) alumno (a) Díaz:

Por medio de este conducto me permito comunicar a Usted que habiendo recibido los votos aprobatorios de los revisores de su trabajo de tesis y/o caso práctico titulado: "ECOLOGÍA Y MANEJO DE PAISAJES FORESTALES, EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES, MÉXICO", hago de su conocimiento que puede imprimir dicho documento y continuar con los trámites para la presentación de su examen de grado.

Sin otro particular me permito saludarle muy afectuosamente.

ATENTAMENTE
Aguascalientes, Ags., 6 de junio de 2012
"SE LUMEN PROFERRE"
LA DECANO

M. en C. MARTHA CRISTINA GONZÁLEZ DÍAZ



c.c.p.- Archivo
MCGD,mjda

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

Aguascalientes, Ags, 27 de Mayo de 2012

A QUIEN CORRESPONDA
Presente

Quien suscribe la presente, Dr. Joaquín Sosa Ramírez, Profesor-Investigador del Centro de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Aguascalientes México y tutor de Vicente Díaz Núñez, estudiante de doctorado en Ciencias Biológicas en esta misma institución, manifiesto que he leído, revisado con atención y realizado observaciones pertinentes al escrito de tesis intitulada **"Ecología y Manejo de Paisajes Forestales, en la Sierra Fría, Aguascalientes, México"**. Por lo anterior, y una vez revisado el escrito final, me complazco en dar mi **anuencia** para que este documento sea considerado para su disertación en el momento requerido, considerando que cuenta con la calidad necesaria para ello.

Agradeciendo su atención a la presente y poniéndome a sus órdenes, les envío un cordial y afectuoso saludo

ATENTAMENTE



Dr. Joaquín Sosa Ramírez
Profesor-Investigador
Centro de Ciencias Agropecuarias
Universidad Autónoma de Aguascalientes



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES

Aguascalientes, Ags, 27 de Mayo de 2012

A QUIEN CORRESPONDA
Presente

Quien suscribe la presente, Dr. Felipe Tafoya Rangel, Profesor-Investigador del Centro de Ciencias Básicas de la Universidad Autónoma de Aguascalientes México y tutor de Vicente Díaz Núñez, estudiante de doctorado en Ciencias Biológicas en esta misma institución, manifiesto que he leído, revisado con atención y realizado observaciones pertinentes al escrito de tesis intitulada **"Ecología y Manejo de Paisajes Forestales, en la Sierra Fría, Aguascalientes, México"**. Por lo anterior, y una vez revisado el escrito final, me complace en dar mi **anuencia** para que este documento sea considerado para su disertación en el momento requerido, considerando que cuenta con la calidad necesaria para ello.

Agradeciendo su atención a la presente y poniéndome a sus órdenes, les envío un cordial y afectuoso saludo

ATENTAMENTE

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Felipe Tafoya Rangel'.

Dr. Felipe Tafoya Rangel
Profesor-Investigador
Centro de Ciencias Básicas
Universidad Autónoma de Aguascalientes



Universidad Nacional Autónoma de México
Centro de Investigaciones en Ecosistemas

Morelia, Michoacán, 28 de Mayo de 2012

A QUIEN CORRESPONDA
Presente

Quien suscribe la presente, Dr. Diego R. Pérez Salicrup, Investigador Titular B del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la Universidad Nacional Autónoma de México y asesor de Vicente Díaz Núñez, estudiante de doctorado en Ciencias Biológicas en la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Manifiesto que he leído, revisado con atención y realizado observaciones pertinentes al escrito de tesis intitulada **"Ecología y Manejo de Paisajes Forestales, en la Sierra Fría, Aguascalientes, México"**. Por lo anterior, y una vez revisado el escrito final, me complace en dar mi **anuencia** para que este documento sea considerado para su disertación en el momento requerido, considerando que cuenta con la calidad necesaria para ello.

Agradeciendo su atención a la presente y poniéndome a sus órdenes, les envío un cordial y afectuoso saludo

ATENTAMENTE

Dr. Diego R. Pérez Salicrup
Investigador Titular "B"

*Apartado Postal 27-3 (Xangari), 59089, Morelia, Michoacán
Antigua carretera a Pátzcuaro No. 8071, Col. ExHacienda de San José de la Huerta
Morelia, Michoacán, México. C.P. 58190
Tel. (443) 322 2712 Fax. (443) 322 2719*

POLIBOTÁNICA

21. Mayo. 2012

VICENTE DÍAZ

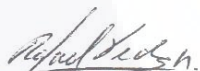
Centro de Ciencias Agropecuarias
Universidad Autónoma de Aguascalientes
Av. Universidad, No. 940. Cd. Universitaria
C.P. 20100.

PRESENTE

Por medio de este conducto me permito comunicar a usted que su artículo:
**"DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES ARBÓREAS Y
ARBUSTIVAS EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES, MÉXICO"**, teniendo
como co-autores a **JOAQUÍN SOSA-RAMÍREZ** y **DIEGO R. PÉREZ-SALICRUP**,
ha sido revisado por parte de nuestros árbitros y estos opinan que el trabajo esta
bien estructurado y es una aportación importante, por lo tanto el artículo arriba
mencionado se acepta para su publicación en el No. 34 de *POLIBOTÁNICA* que
saldrá en Agosto del 2012.

Sin más por el momento, aprovecho la ocasión para enviarle un cordial saludo.

Atentamente,



Dr. Rafael Fernández Nava,
Editor en Jefe de *POLIBOTÁNICA*

POLIBOTÁNICA



Departamento de Botánica, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas
Instituto Politécnico Nacional, Apartado Postal 17-564, CP 11410, México, DF.

Agradecimientos

De manera muy especial a mi familia: abuelos, padres y hermanos, quienes en todo momento estuvieron conmigo apoyándome y deseándome la mejor de las suertes en este difícil camino.

Mí mas profundo agradecimiento a mi tutor principal y a quien siempre he considerado un gran amigo, **al Dr. Joaquín Sosa Ramírez**, por su infinita paciencia mostrada y todos los conocimientos vertidos en mi humilde persona.

Así mismo, agradezco a quien considero un buen amigo y asesor principal, el **Dr. Diego Pérez Salicrup** del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (Cieco) por todas las enseñanzas que compartió conmigo durante ya casi cuatro años. El camino no ha sido fácil, pero hemos sabido sortearlo y transitar juntos por la vereda del conocimiento. Muchas gracias, en verdad.

Va un agradecimiento para los profesores del Centro de Ciencias Agropecuarias, con quienes he tenido la fortuna de trabajar y colaborar de una u otra manera, además de todos los sabios consejos que me han dado. Al Dr. José Luna Ruiz, Dr. Alfonso de Luna Jiménez, el Maestro Javier Hernández Dueñas, al buen Dr. Raúl Ortiz Martínez, Dr. Ernesto Flores Ancira, M.C. Benigno Román Flores y la Dra. Yisa María Ochoa Fuentes, por cada una de sus palabras de apoyo.

En el trabajo de campo fue muy valioso el apoyo que recibí por parte de muchas personas. Mis queridos jinetes del Apocalipsis: M.C Alejandro Torres González e Ing. Nahum Hernández Quiroz. Los tres alegres compadres: J. Guadalupe de León, Luis Alberto Hernández Gaytán-el Mapache- y Sergio Esparza de Loera. A mi compadre Michoacano, Jorge Morfín Ríos. A todos ustedes, mis más infinitos agradecimientos.

Un agradecimiento especial a mis compañeros virtuales y presenciales del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM, Carmen, Nuria, Moni, Ximenita, Alma y Pavka.

Un agradecimiento muy especial a dos grandes amigos: el Maestro Amalio Ponce Montoya, porque siempre tuvo una palabra de aliento para levantarme el ánimo, cuando las cosas no andaban tan bien, gracia aparte, sus valiosas aportaciones ayudaron a enriquecer el trabajo. Al compañero más brillante que he tenido: Miguel Ángel Gutiérrez Macías, porque, con el dinamismo que le ha caracterizado, siempre me animó a seguir adelante.

Mi más profundo agradecimiento a los integrantes de la Asociación Sierra Fría, por las facilidades prestadas y por depositar su confianza en las personas que contribuyeron en el desarrollo y buen funcionamiento del proyecto de investigación.

Muy especialmente al Ing. Clemente Villalobos Llamas por su confianza depositada y la amistad que desinteresadamente me ha brindado, cualidades que espero nunca defraudar y que junto con todos nosotros ha aceptado el reto de trabajar unidos en la conservación de nuestros bosques. ¡¡¡Muchas gracias, mí estimado Clemen!!!

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el financiamiento brindado por espacio de tres largos años, mismos que se fueron como un suspiro, pero que dejaron una huella muy profunda. Sin ese aliciente económico hubiera sido imposible continuar con esta difícil misión.

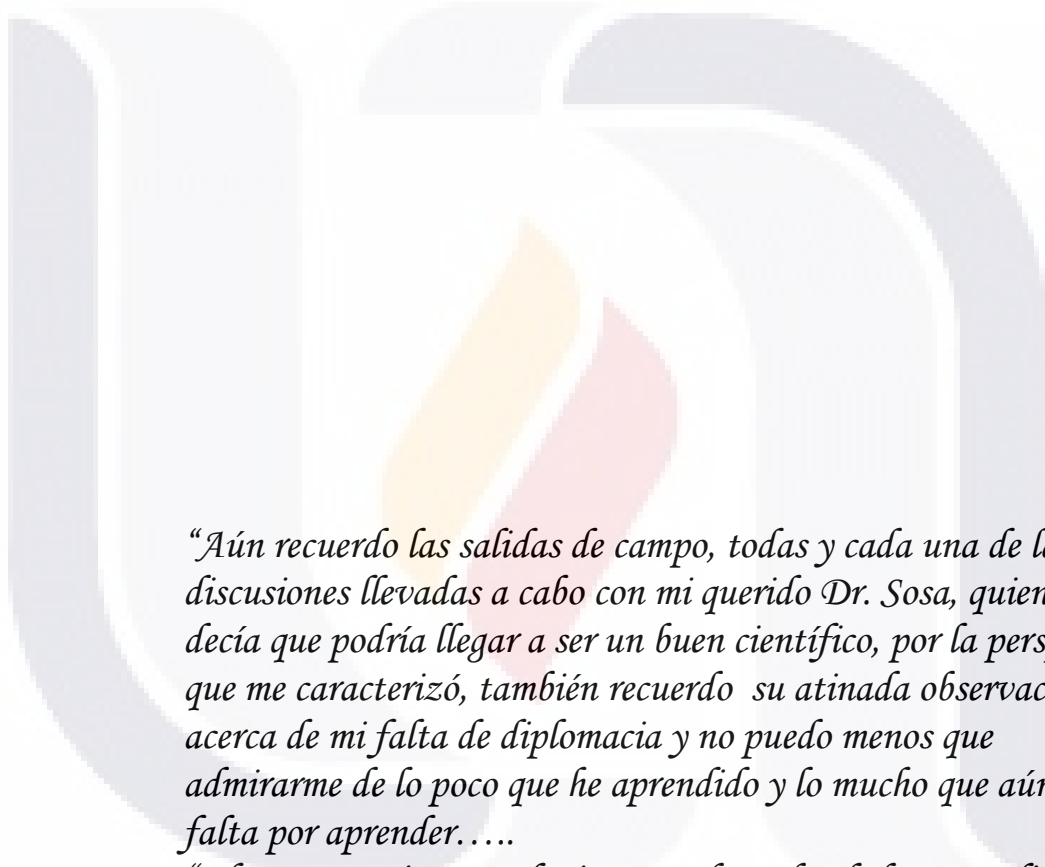
Agradezco a la Universidad Autónoma de Aguascalientes y especialmente al Centro de Ciencias Agropecuarias, y a todas las personas que en ella laboran, por abrirme las puertas no solo de la institución, sino, de su corazón -que nunca será fácil-, y brindarme todas las facilidades que he gozado.

Finalmente y no por ello menos importante, los agradecimientos más elocuentes: a mi compañero, amigo y viejo compadre de toda la vida, **Alejandro Ibelles Navarro**, porque

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

en las buenas y en las malas, has estado conmigo y porque entre mis amigos, de lo bueno...ERES LO MEJOR!!!.. Vales oro compadre!!!!

Y tal vez el mejor **agradecimiento** de todos...**va para ti Roxana**, mi chaparra bonita...por haber llegado a mi vida, compartir conmigo momentos muy bonitos y porque representas mucho de lo lindo que adornó mi proceso doctoral...



“Aún recuerdo las salidas de campo, todas y cada una de las discusiones llevadas a cabo con mi querido Dr. Sosa, quien me decía que podría llegar a ser un buen científico, por la perspicacia que me caracterizó, también recuerdo su atinada observación acerca de mi falta de diplomacia y no puedo menos que admirarme de lo poco que he aprendido y lo mucho que aún me falta por aprender....

“El guerrero sigue en el mismo sendero, donde ha aprendido a vivir la vida, a disfrutarla, a ser responsable de sus actos y sobre todo, que nada somos, si no tenemos un motivo para ser mejores

Muchas gracias, mis queridos amigos....

Vicente

Dedicatorias

Al Gran Jefe Caballo Veloz, Gonzalo Díaz y al Águila Nocturna, Lilia Núñez, -Mis queridos padres- porque gran parte de lo que soy se los debo a ellos. A mis hermanos Guadalupe, Maritza, Tachito, Omar, Cristian y Perla; como siempre dije, CLARO QUE SE PUEDE!!!

Este esfuerzo se lo dedico a mis grandes amigos José de Jesús Luna Ruiz, Joaquín Sosa Ramírez, Amalio Ponce Montoya, Miguel Gutiérrez Macías, Clemente Villalobos Llamas, Jorge Morfín Ríos, Carlos Guerrero Pérez, Diego Pérez Salicrup, Jorge Berni Medina, Adán González Gutiérrez, Raúl Ortiz Martínez, Yisa Ochoa Fuentes, Catarino Perales, Guillermo Sánchez y Ernesto González Gaona, quienes en todo momento me inspiraron con su ímpetu y consejos para lograr lo que al principio se veía sumamente complicado.

A mis compañeros y amigos de hoy y siempre: Octavio, Armando, Jorge, y Miguel Ángel, de manera muy especial al mejor de todos: Alex Ibelles.

Dedico este esfuerzo a mi querida viejita Roxana Uri Miranda Labra, porque llegaste a mi vida en el momento justo. Siempre has tenido una palabra de aliento para levantar mi ánimo, y me muestras una ventana de luz en la oscuridad de un túnel.

Y Finalmente, este trabajo va dedicado a todos y cada uno de los que contribuyeron para que llegásemos a buen término en el reto que nos fijamos hace ya poco más de tres años.

***In memoriam* de Doña María Celia Puentes de Esparza (Q.E.P.D)**

VA POR USTEDES!!!!

“Ser un gran guerrero, significa tener un espíritu indomable, sobreponerse a las adversidades, ser inmune al daño y ser responsable de cada uno de nuestros actos. Yo no lo he logrado, pero estoy dispuesto a luchar por ello, si ustedes están dispuestos a seguir ayudándome”

Con mucho orgullo....

“El Gallo” Vicente Díaz.

Resumen general

El trabajo “Ecología y Manejo de Paisajes Forestales en la Sierra Fría, Aguascalientes, México” consta de seis secciones, que conforman cada uno manuscritos en formato de publicación científica. Por la naturaleza del trabajo, es probable que alguna información vertida en la sección de introducción se recalque entre capítulos, aunque esto se ha tratado de reducir al mínimo.

En el primer capítulo se aborda información acerca de los bosques de clima templado y los principales agentes de disturbio, sus efectos y la reacción de los ecosistemas forestales, proporcionando las bases científicas de la presente investigación.

El segundo capítulo detalla la dinámica del paisaje en el periodo de 1956-2003. En este apartado se realiza una inspección del paisaje de la Sierra Fría a través del uso fotografías aéreas de 1956, 1970, 1993 y una imagen satelital SPOT® del año 2003. Se elabora un análisis comparativo considerando escenarios de degradación, recuperación y sin cambios significativos. Posteriormente, derivado del resultado de este análisis se realiza una verificación del paisaje a escala de campo. Como resultado del análisis elaborado, se deduce que los principales cambios en recuperación ocurren en el periodo de 1970-1990, aunque se aprecian de manera más amplia a partir de esta última fecha, producto de la disminución de las actividades agrícolas y de la declaratoria de la zona como Área Natural Protegida en 1994. En el capítulo desglosado se aborda con detalle la información relevante en esta etapa de la investigación.

El capítulo tres deriva del análisis de la dinámica del paisaje, pero a escala de campo, donde se analiza la trayectoria de la vegetación (sucesión ecológica) después de un disturbio. En este caso, a 60 años del cese de la intensa explotación de que fue objeto la Sierra Fría. En el

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

80 % de las parcelas analizadas, la vegetación está compuesta principalmente por *J. deppeana* y *A. pungens*, consideradas como pioneras en la recuperación del paisaje después de una perturbación. En 15 % de las parcelas, la trayectoria sucesional describe a *Q. potosina* y *Q. rugosa*, como la segunda etapa de la sucesión ecológica, sobre todo en los lugares más alejados de la influencia humana.

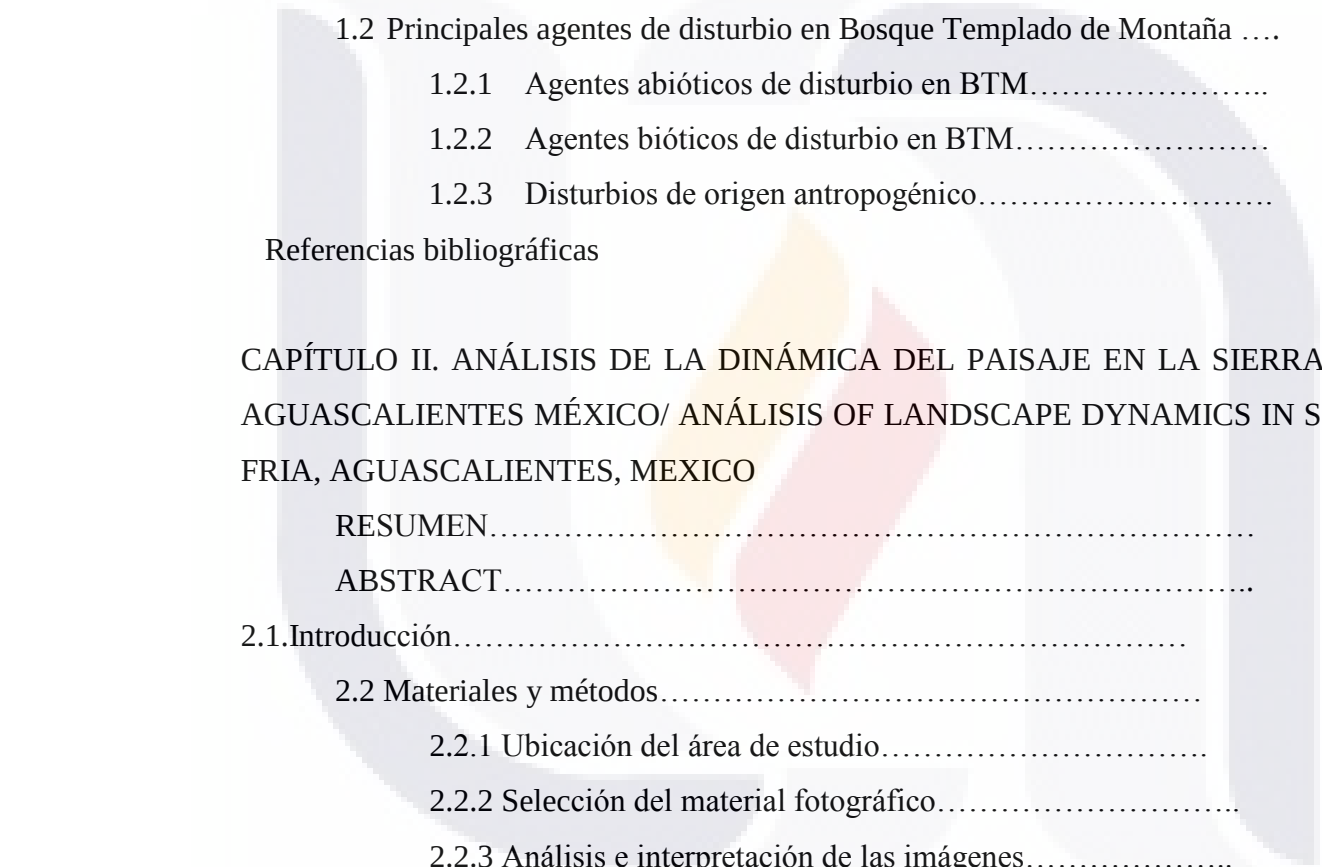
En capítulo cuatro consiste en el análisis de la distribución, abundancia y factores determinantes de la vegetación arbórea y arbustiva en la Sierra Fría. También se abordan la calidad del componente arbóreo y arbustivo, de acuerdo a las características del paisaje, con la finalidad de proporcionar elementos para el manejo de ecosistemas, con argumentos científicos. Se registraron 50 especies, tres son nuevos reportes en el área. *Quercus potosina* y *Juniperus deppeana*, son las más ampliamente distribuidas; las más abundantes son *J. deppeana*, *Q. potosina* y *Pinus leiophylla*. La mayor diversidad se encuentra entre 2400 y 2600 m (índice de Shannon $\alpha = 2.3979$). La altitud, relieve, la pendiente y exposición solar son los elementos más involucrados en la distribución y abundancia de las especies.

En el capítulo cinco se hace un análisis de los aspectos socioecológicos involucrados en la dinámica del paisaje y manejo del Área Natural Protegida Sierra Fría, haciendo un contraste entre la visión de los propietarios con los pobladores (usuarios) de una comunidad incidente en este ecosistema empleando la técnica de la entrevista. Los resultados obtenidos sugieren que los disturbios mas fuertes cesaron en las décadas 80's y 90's del siglo XX. La extracción de leña muerta, cacería cinegética y los saneamientos forestales son las principales actividades productivas en la actualidad, mientras que las principales amenazas son la fragmentación del hábitat y la extinción de fauna silvestre. Los principales recursos

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

bióticos usados son la fauna silvestre para cacería cinegética, encinos, madroños y táscates, como recursos maderables

El capítulo seis hace referencia a modelos de simulación del manejo de paisajes, en la cual, interactúa la información derivada de la dinámica del paisaje (trayectoria sucesional), la distribución y estructura actual de la vegetación y la visión socioecosistémica, esto permitirá proponer estrategias de manejo, basadas en modelos funcionales y escenarios evolutivos a corto, mediano y largo plazo en el paisaje de la Sierra Fría. En nuestro caso, se abordan los modelos de tensores ecológicos, donde se incorporan variables ambientales, dasonómicas y de manejo, incorporando tres escenarios temporales (pasado, presente y futuro) y se pronostican escenarios evolutivos de paisajes forestales. En el manuscrito se plasma la parte conceptual y las matrices numéricas son explicadas en archivos de formato Excel. Las variables que conforman los modelos son el área basal, la densidad de individuos, el número de especies y la cobertura forestal, estas se han visto afectadas por la ganadería y la extracción maderera, derivadas de saneamientos forestales principalmente.



Índice de contenido

Resumen general	vi
Lista de figuras	xiv
Lista de cuadros	xv
CAPÍTULO I. LOS DISTURBIOS EN LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA Y SUS IMPLICACIONES EN LA DINÁMICA DEL PAISAJE	
1.1 El Bosque Templado de Montaña, orígenes e importancia	1
1.2 Principales agentes de disturbio en Bosque Templado de Montaña	6
1.2.1 Agentes abióticos de disturbio en BTM.....	7
1.2.2 Agentes bióticos de disturbio en BTM.....	8
1.2.3 Disturbios de origen antropogénico.....	12
Referencias bibliográficas	
CAPÍTULO II. ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DEL PAISAJE EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES MÉXICO/ ANÁLISIS OF LANDSCAPE DYNAMICS IN SIERRA FRIA, AGUASCALIENTES, MEXICO	
RESUMEN.....	25
ABSTRACT.....	27
2.1.Introducción.....	29
2.2 Materiales y métodos.....	32
2.2.1 Ubicación del área de estudio.....	32
2.2.2 Selección del material fotográfico.....	33
2.2.3 Análisis e interpretación de las imágenes.....	33
2.2.4 Validación de la vegetación en los parches.....	41
2.3. Resultados.....	41
2.3.1. Número y tamaño de los parches.....	41
2.3.2. Transición en la cobertura de los parches.....	44
2.3.3 Vegetación en sitios en proceso de recuperación.....	46
2.4 Discusión.....	47

2.5 Implicaciones en el manejo de ecosistemas.....	51
2.6 Referencias bibliográficas	

CAPÍTULO III. DINÁMICA Y PATRONES SUCESIONALES DE LA VEGETACIÓN
EN UN PAISAJE ALTERADO EN LA SIERRA FRÍA, EN AGUASCALIENTES,
MÉXICO/ VEGETATION DYNAMICS IN DISTURBED LANDSCAPE AT THE
SIERRA FRIA, IN AGUASCALIENTES, MEXICO.

RESUMEN.....	60
ABSTRACT.....	61
3.1 Introducción.....	62
3.2 Materiales y Métodos.....	65
3.2.1 Área de estudio.....	65
3.2.2 Establecimiento de las parcelas de dinámica.....	66
3.2.3 Caracterización de la vegetación.....	68
3.2.4. Obtención de la edad de las coníferas.....	70
3.2.5 Análisis de la información.....	72
3.2.5.1. Estructura de la vegetación.....	72
3.2.5.2 Dominancia de las especies y transición de la cubierta vegetal.....	72
3.2.5.2 Patrones secuenciales de la vegetación.....	73
3.3 Resultados.....	74
3.3.1 Parcelas de dinámica y área basal de la vegetación.....	74
3.3.2 Patrones de dominancia de la vegetación.....	78
3.3.3 Patrones secuenciales en la vegetación.....	80
3.4 Discusión.....	82
3.5 Conclusiones.....	85
Referencias bibliográficas	

CAPÍTULO IV. DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES ARBÓREAS Y
ARBUSTIVAS EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES, MÉXICO/
DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF THE ARBOREAL AND BRUSH SPECIES IN
THE SIERRA FRIA, AGUASCALIENTES, MEXICO.

RESUMEN.....	92
ABSTRACT.....	93
4.1. Introducción.....	94
4.2. Materiales y métodos.....	98
4.2.1 Delimitación del área de estudio y diseño del esquema de muestreo.....	98
4.2.2 Reconocimiento y Caracterización de la vegetación.....	99
4.2.3 Caracterización de la distribución y abundancia de la vegetación arbóreo-arbustiva.....	101
4.2.4 Análisis de factores ambientales	102
4.3. Resultados.....	103
4.3.1 Especies forestales en la Sierra Fría.....	103
4.3.2 Distribución y abundancia de especies forestales en la Sierra Fría.....	105
4.3.3 Índice de diversidad.....	107
4.3.4. Variables ambientales implicadas en la distribución y abundancia de la vegetación: altitud y posición topográfica.....	108
4.3.5. Factores implicados en la distribución de especies forestales.....	110
4.4 Discusión.....	117
4.5 Conclusiones.....	120
Referencias bibliográficas	

CAPÍTULO V. ASPECTOS SOCIOECOLÓGICOS EN EL MANEJO DE ECOSISTEMAS FORESTALES, EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES, MÉXICO/ SOCIOECOLOGICAL ASPECTS IN FOREST ECOSYSTEM MANAGEMENT AT THE SIERRA FRIA, AGUASCALIENTES, MEX.

RESUMEN.....	127
ABSTRACT.....	128
5.1 Introducción.....	129
5.2 Materiales y métodos.....	133
5.2.1 Elaboración de la encuesta.....	134
5.2.2 Aplicación de encuestas.....	135
5.2.3 Análisis de la información.....	136
5.2.4 Análisis de las actividades extractivas en la Sierra Fría.....	139
5.3 Resultados	137
5.3.1 Actividades de manejo en la Sierra Fría.....	139
5.3.2 Incidencia de disturbios en la Sierra Fría.....	142
5.3.3 Amenazas bióticas y abióticas en la Sierra Fría.....	144
5.3.4 Actividades extractivas en la Sierra Fría.....	146
5.4 Discusión.....	148
5.5 Conclusiones.....	149
Referencias bibliográficas	

CAPÍTULO VI. MODELOS DE MANEJO ECOSISTÉMICO EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES, MÉXICO/MODELS OF ECOSYSTEM MANAGEMENT AT SIERRA FRIA, IN AGUASCALIENTES, MEXICO.

RESUMEN.....	155
ABSTRACT.....	156
6.1 Introducción.....	157
6.2 Materiales y métodos.....	160
6.2.1 Integración de las bases de datos.....	160
6.2.2 El modelo de Tensores.....	160
6.3. Resultados.....	163

6.3.1 Tipos ecológicos y construcción de modelos.....	163
6.3.2 Funcionamiento de los modelos.....	167
6.4 Discusión.....	177
6.5 Conclusiones.....	179
Referencias bibliográficas	

ANEXOS

- A1. Formato de muestreo ecológico ambiental
- A2. Formato de muestreo de dinámica del paisaje en campo
- A3. Encuesta socio-ecológica para el ANP-Sierra Fría.
- A4. Inventarios en cada uno de los tipos ecológicos detectados

ÍNDICE DE FIGURAS

PÁGINAS

Figura 1.1. a) Infestación por <i>Adelgid sugae</i> en <i>Tsuga canadensis</i> . b) Cápsulas algodonosas generadas por la acumulación de los insectos.	11
Figura 1.2. Daño por herbivoría. a) Depredación de conos de <i>Pinus teocote</i> , posible causa de regeneración incipiente de esta conífera. b) Introducción de fauna exótica, la imagen muestra al ciervo americano <i>Cervus elaeaphus</i> .	12
Figura 2.1a). Clasificación de las fotografías aéreas e imágenes en 1956: área	36
Figura 2.1b). Clasificación de las fotografías aéreas e imágenes en 1993: área	37
Figura 2.2 a). Clasificación de las fotografías aéreas e imágenes de 1956: cobertura	38
Figura 2.2 b). Clasificación de la imagen satelital de 1993: cobertura	39
Figura 2.3. Cambio del paisaje en 50 años de transición en el bosque mixto de la Sierra Fría.	43
Figura 3.1. Distribución de las parcelas de dinámica de la vegetación y patrones sucesionales, en el paisaje de la Sierra Fría.	67
Figura 3.2. Disposición de cuadrantes en parcelas y su establecimiento en campo	68
Figura 3.3. Montaje de las muestras de virutas, en el análisis dendrocronológico de la vegetación	71
Figura 3.4. Variación de áreas basales en relación al tiempo de abandono de las actividades perturbantes en la Sierra Fría.	78
Figura 3.5. Dominancia de las especies forestales en las parcelas de dinámica	80
Figura 3.6. Cronosecuencia de individuos adultos, jóvenes y juveniles en la Sierra Fría.	82
Figura 4.1. (a) Mapas de pendientes usados para la elaboración del esquema de muestreo y (b) Mapa de distribución de los inventarios fitoecológicos en un área de la Sierra Fría.	101
Figura 4.2. Distribución de las principales especies forestales en el área estudiada	106
Figura 4.3. Índices de abundancia de las especies mejor representadas en la zona de estudio	106

Figura 4.4 a) Diagramas de los ejes 1 y 2, generados en el Análisis de Correspondencias Canónicas	113
Figura 4.4 b) Diagramas de los ejes 2 y 3, generados en el Análisis de Correspondencias Canónicas	114
Figura 5.1. Ubicación geográfica de los predios bajo análisis mediante encuestas	134
Figura 5.2. Análisis de araña (Spider nets) para detectar las amenazas actuales y futuras en el paisaje de la Sierra Fría acorde a la perspectiva de los propietarios.	145
Figura 5.3. Análisis de araña (Spider nets) para detectar las amenazas actuales y futuras en el paisaje de la Sierra Fría acorde a la perspectiva de los manejadores (cuidadores).	145
Figura 5.4. (a) Principales actividades extractivas de recursos bióticos y abióticos en un área seleccionada de la Sierra Fría. (b) Spider nets, donde se ordena por valor de importancia maderable las especies usadas para la extracción de leña.	147
Figura 6.1. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del tipo ecológico de pinos-encinos rojos.	169
Figura 6.2. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del tipo ecológico de encinos blancos y táscates.	170
Figura 6.3. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del tipo ecológico mixto, de encinos y coníferas.	172
Figura 6.4. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del tipo ecológico sábana de encinos.	174
Figura 6.5. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del tipo ecológico pino triste-palo manzano.	176

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1. Categorización de las diferentes clases de cobertura vegetal en la zona de estudio.	34
Cuadro 2.2. Tipología usada para la clasificación de las imágenes usadas en la evaluación de la dinámica del paisaje de la Sierra Fría	35
Cuadro 2.3 Número de parches que disminuyen, mantienen e incrementan su área en el bosque mixto de la Sierra Fría.	42
Cuadro 2.4 Arreglo matricial para el análisis de los fragmentos en la Sabana de la Sierra Fría	44
Cuadro 2.5 Arreglo matricial para el análisis de los fragmentos en el bosque mixto de la Sierra Fría	45
Cuadro 3.1. Edades de los individuos dominantes y codominantes en las parcelas de dinámica de la Sierra Fría.	74
Cuadro 3.2. Densidad de árboles, área basal índice de diversidad en las parcelas de dinámica.	76
Cuadro 3.3. Individuo adultos, jóvenes y juveniles en las parcelas de dinámica	77
Cuadro 3.4. Proporciones de individuos adultos, jóvenes y juveniles en las parcelas de dinámica de la Sierra Fría	81
Cuadro 4.1 Número de muestreos realizados para evaluar la distribución y abundancia de la vegetación	100
Cuadro 4.2. Especies forestales arbóreas y arbustivas identificadas en la zona de estudio	104
Cuadro 4.3. Índices de diversidad por estratos altitudinales	107
Cuadro 4.4. Distribución de las especies dominantes por estratos altitudinales	109
Cuadro 4.5. Eigen valores, varianzas y prueba de significancia de Montecarlo obtenidos del Análisis de Correspondencias Canónicas	110
Cuadro 4.6. Coeficientes de correlación entre los ejes canónicos y las variables ambientales	112
Cuadro 4.7. Matriz de Correlaciones Canónicas para la distribución de especies	115

forestales y los factores responsables de su presencia-ausencia	
Cuadro 5.1. Actividades que en el pasado causaron cambios en el paisaje en la Sierra Fría, en Aguascalientes	137
Cuadro 5.2. Aspectos y acciones responsables de la disminución de las actividades perturbantes en la Sierra Fría.	138
Cuadro 5.3. Actividades extractivas de manejo, actuales y pasadas	141
Cuadro 5.4 Disturbios, frecuencia e intensidad en visión de los propietarios en la Sierra Fría	142
Cuadro 5.5 Disturbios, frecuencia e intensidad en visión de los administradores en la Sierra Fría	143
Cuadro 6.1. Tipología forestal en el área de estudio y número de muestreos para cada uno	160
Cuadro 6.2. Construcción del modelo de los tensores	162
Cuadro 6.3. Distribución de los tipos ecológicos detectados en el área de estudio	164
Cuadro 6.4. Tipo ecológico de Pinus-Encinos colorados y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo en la fecha de 2008.	165
Cuadro 6.5. Tipo ecológico de encinos blancos y táscates y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009.	166
Cuadro 6.6. Tipo ecológico mixto de encinos y coníferas y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009	166
Cuadro 6.7. Tipo ecológico de sabanas y encinares y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009	167
Cuadro 6.8. Tipo ecológico de <i>Pinus lumholtzii</i> - <i>Quercus coccolobifolia</i> y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009	167

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

CAPÍTULO I

LOS DISTURBIOS EN LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA Y SU IMPLICACIÓN EN LA DINÁMICA DEL PAISAJE

1.1 El bosque Templado de Montaña (BTM), sus orígenes e importancia

Los bosques son comunidades interrelacionadas de organismos donde conviven desde bacterias microscópicas hasta grandes plantas y animales. Datos publicados por varias fuentes (FAO, 2002; FAO, 2007, Millenium Ecosystem Assesment, 2005) indican que cerca de una tercera parte del planeta está cubierta por Bosque Templado de Montaña (BTM, de aquí en adelante).

En la región de América Latina y el Caribe, existen abundantes recursos forestales, con una extensión de aproximadamente el 47 % de su territorio, y una representación cercana al 22 % de la superficie forestal mundial. Sin embargo, durante los últimos 50 años, la superficie mundial ha sufrido una severa transformación, siendo los bosques tropicales y los BTM los más afectados (*Millenium Ecosystem Assesment*, 2005). Por ejemplo, en los últimos 40 años los ecosistemas naturales han sido transformados en áreas agrícolas a una tasa de 4×10^6 ha/año (Tilman *et al.*, 2001) y entre 1990 y 2005, tan solo en América Latina y el Caribe se ha evidenciado una perdida forestal de alrededor de 64 millones de ha (FAO, 2007).

En Norte América, el BTM representa una cubierta forestal de aproximadamente 300 millones de ha, aunque estos han sufrido una serie de transformaciones, principalmente a causa de asentamientos humanos (Foster *et al.*, 2001; Shugart *et al.*, 2003) y actividades agropecuarias (Turner *e t al.*, 2003).

En el caso de México, de acuerdo a los datos publicados por Velázquez *et al.*, (2002), los bosques templados de montaña abarcan una superficie de 327,510.6 km² cubriendo una superficie aproximadamente el 21 % del territorio nacional, abarcando una variedad de condiciones morfológicas y litológicas. De acuerdo a la información recavada por Challenger (2003), haciendo énfasis en BTM, la flora de México puede dividirse principalmente en tres elementos: el holártico o boreal, el neotropical y el endémico. La flora holártica se extiende por el hemisferio Norte e incluye casi toda Norteamérica, mientras que la neotropical se extiende por Centro y Sudamérica. La flora endémica se refiere a aquellas especies que exclusivamente se encuentran en determinados biomas. Acorde a esto, los bosques de pino-encino en México corresponden en un 37 % a la flora holártica, una proporción similar a la neotropical y posee un 26 % de endemismos.

Es posible que los bosques de coníferas hayan sido la vegetación pionera en México, los registros datan de hace aproximadamente 65 millones de años, habiendo aparecido durante el periodo cretácico. Styles (1993), sugiere que a través de la Sierra Madre Occidental y habiéndose localizado primero en Norte América, las coníferas hayan colonizado el territorio mexicano, hace aproximadamente 140 millones de años. Posteriormente, durante el Oligoceno –aproximadamente hace 35 millones de años- ingresaron a México los géneros *Quercus*, a través de la Sierra Madre Oriental (Nixon, 1993).

Actualmente, los bosques en México se distribuyen por toda la Sierra Madre Oriental, encontrándose desde el sur de Tamaulipas hasta el centro de Veracruz; en la Sierra Madre Occidental se ubican desde Chihuahua hasta el Norte de Michoacán; en el centro del país desde Colima hasta el centro de Veracruz cubriendo parte del Eje Neovolcánico Mexicano; y en la Sierra Madre del Sur, desde Michoacán hasta Oaxaca (Challenger, 1998).

En el Estado de Aguascalientes el área mejor conservada de BTM se distribuye principalmente en la Sierra Fría, ubicada entre los 22° 05' y 22° 15' Latitud Norte y los 102° 32' y 102 ° 38' longitud Oeste. Esta zona fue declarada como Área Natural Protegida (ANP-Sierra Fría) en Enero de 1994 (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994). En el ANP-Sierra Fría se han realizado varios estudios para evaluar la integridad del bosque, por ejemplo, Chapa-Bezanilla *et al.*, (2008) reportan dos procesos en la Sierra Fría, por un lado una tendencia a la microfragmentación, y por otro, una recuperación de la cubierta forestal. Por su parte, Ibelles-Navarro (2008) hace énfasis en la existencia de una mayor integridad ecosistémica en el ANP-Sierra Fría, comparado con bosques similares, como son el ANP-Sierra de Lobos en Guanajuato, México y la Sierra del Laurel, en los estados de Aguascalientes y Jalisco, México.

Por otra parte, de manera reciente, Díaz *et al.*, (2008) reportan información acerca de un porcentaje importante de parches en el paisaje forestal de un área de estudio de la Sierra Fría, acentuada a partir de la década de los 90's y probablemente influida por la declaratoria como ANP y fomentada en amplia medida por la acción de los propietarios de los predios. Aunque en el contexto nacional la Sierra Fría es muy pequeña, en el ámbito estatal representa un área de mucha importancia ecológica, por lo que es fundamental lograr un conocimiento de las condiciones bióticas y abióticas de este ecosistema, a fin de proponer acciones de manejo que ayuden a su conservación.

Todos los organismos que viven en un ecosistema conforman el componente biótico del mismo (parte de la diversidad biológica). El número de especies presentes y la diversidad funcional de cada especie, representan la parte medular en el control del funcionamiento del ecosistema en su conjunto (Tilman *et al.*, 1997; Tilman *et al.*, 2001). Por otra parte, con

el incremento en la riqueza de especies, aumenta la productividad primaria neta y la retención de nutrientes en los ecosistemas (Hooper y Vitousek, 1997) manteniendo una estabilidad.

Los BTM son muy importantes ecológica y económicamente, albergan una notable diversidad biológica (Challenger, 2003; Meave *et al.*, 2006), y también representan la base de la industria forestal en México (Sáenz-Romero *et al.*, 2003). De ellos se extraen madera, resinas, celulosa y recursos no maderables. Al año 1997 en México, la cosecha de madera en rollo para celulosa era de 10.1 millones de m³/año, mientras que la cosecha de madera comercial era cercana a los 37 millones de m³/año, provenientes principalmente de árboles del género *Pinus* (Maser *et al.*, 1997).

En el contexto ecológico, los BTM poseen amplia importancia, pues proveen refugio y alimentación de fauna silvestre (Bayley, 1984), las cuales son afectadas por las acciones de manejo, al grado de que en muchas ocasiones, la fauna se desplaza hacia otros lugares con mejor grado de conservación e incluso, llega a extinguirse (Smith, 2000). También, la fauna silvestre contribuye a la regeneración de los ecosistemas en general, mediante procesos específicos como la dispersión de semillas (Guariguata y Pinard, 1998).

Por otra parte, los BTM proporcionan un subsidio gratuito de los bienes y servicios ambientales que la sociedad usa a diario. Estos bienes y servicios incluyen una amplia variedad de productos de consumo y venta. Por ejemplo, los ecosistemas proveen servicios que moderan los climas extremos y sus impactos, mitigan los efectos de las sequías e inundaciones, protegen a las personas de los rayos ultravioleta, fomentan el ciclaje y la movilidad de los nutrientes, detoxifican al ambiente mediante el secuestro de carbono, fomentan un control de las plagas agrícolas y forestales, mantienen la biodiversidad,

purifican el agua y el aire, regulan las enfermedades, entre muchas otras (Christensen *et al.*, 1996; Millenium Ecosystem Assesment., 2005; Sunderlin *et al.*, 2008).

Históricamente los bosques son uno de los ecosistemas que más han sufrido la influencia del hombre debido a la amplia variedad de productos que de ellos se obtienen y por los beneficios que aportan a la sociedad. A pesar de la importancia económica y ecológica, la transformación acelerada de las superficies forestales en áreas de uso agropecuario y urbano, ha sido uno de los procesos más comunes en varias regiones del país durante los últimos 30 años, y se ha ido agravando, al grado de que de 23 servicios ambientales considerados por la evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millenium Ecosystem Assesment, 2005), 16 manifiestan un declinamiento, y probablemente, los restantes sean un espejismo que, aunque las cifras van en aumento, ello trae consigo una disminución de un servicio ambiental precursor.

Los cambios en el uso del suelo, principalmente en actividades agrícolas, son un paradigma complejo. Por un lado, la agricultura provee de recursos alimenticios, fibras, combustibles, materiales para la construcción y bienes materiales indispensables para la sociedad, pero por otro, estas mismas actividades generan una serie de impactos que modifican los flujos de energía, alteran la estructura y funcionamiento de los ecosistemas naturales y disminuyen los bienes y servicios ambientales afectando al bienestar de la sociedad (Baldi y Paruelo, 2008), por lo que es necesario abordar esta problemática integralmente, factor señalado como sumamente importante en la evaluación de los ecosistemas del milenio.

1.2 Principales agentes de disturbio en BTM, impactos y evolución de los ecosistemas

De acuerdo a la definición acuñada por Pickett y White (1985), los disturbios son “todos aquellos eventos relativamente discretos en el tiempo, que trastorna la estructura de una comunidad, población o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato y al ambiente físico. Estos, son catalogados de acuerdo a su frecuencia, distribución, área afectada y magnitud (Pickett y White, 1985).

Los ecosistemas forestales son dinámicos, sujetos a fenómenos naturales y antropogénicos que causan perturbaciones de diferentes niveles y escalas, e interrumpen los procesos ecológicos, afectando la productividad, la biodiversidad y la provisión de bienes y servicios ambientales (Stanturf, 2004). Durante las últimas dos décadas, se ha documentado el papel crítico que desempeñan los disturbios en el control de la estructura y las propiedades productivas de los ecosistemas, cualquiera que sea este (Hobbs, 1989). Los disturbios pueden ser naturales o derivados de actividades humanas (*Sensu*: antropogénicos). A su vez, los disturbios naturales pueden deberse a agentes abióticos (fenómenos meteorológicos y eventos climáticos) y bióticos (plagas, enfermedades, plantas invasoras y daños por herbivoría), aunque en infinidad de ocasiones, puede existir dependencia entre ellos (Fulé y Covington, 1997; Arriaga, 1998; Díaz-Núñez *et al.*, 2005). Los disturbios causados por actividades humanas, generalmente son los que mayores consecuencias traen consigo acorde a su intensidad y a la extensión con que se realizan (Oliver y Larson, 1996; Rey-Benayas *et al.*, 2008).

1.2.1 Agentes abióticos de disturbio en BTM

Acorde a la definición de disturbio, algunos factores meteorológicos y eventos climáticos también son considerados como tal. Los fenómenos meteorológicos, climáticos y geológicos, considerados como disturbios más importantes, son las tormentas, la aparición de tornados, sequías severas y prolongadas, deslizamientos, la erupción de volcanes, avalanchas y la erosión de los suelos. En el caso de los huracanes y tornados, estos han sido bien estudiados, aunque su tasa de cambio es baja, pues generalmente son eventos que se presentan aislados y ocurren anualmente durante la temporada de lluvias (Oliver y Larson, 1996); salvo algunos eventos extremos, en que la magnitud de los fenómenos causan daños en grandes extensiones (Foster y Boose, 1992; Foster *et al.*, 1997). Eventos climáticos como la aparición de sequías prolongadas, son temas difusos y pobremente estudiados (Dale *et al.*, 2001). La sequía usualmente genera un estrés recurrente y aunque por si sola puede tener una influencia sobre las alteraciones en los ecosistemas, al reducir la vitalidad de las comunidades forestales, estas son más severas si algunos insectos, patógenos u otros factores bióticos y abióticos influyen en el debilitamiento posterior (Hessburg *et al.*, 1994; Oliver y Larson, 1996) ocasionando la muerte de los árboles y en ocasiones pueden transformarse en grandes epidemias (Oliver y Larson, 1996). En México, se ha encontrado que los eventos climáticos promueven la aparición de patógenos en varias partes de México (Alvarado-Rosales *et al.*, 2007; Vázquez-Silva *et al.*, 2004).

Otros agentes abióticos de disturbios, como el caso de las erupciones volcánicas, las inundaciones y movimientos de tierra, como los deslizamientos, son ocasionados por fuertes lluvias y actividades sísmicas en zonas montañosas donde las pendientes son abruptas. Generalmente la intensidad de cambio depende de los fenómenos asociados a los

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

derrumbes, aunque en ocasiones el área afectada puede ser hasta de miles de hectáreas (Restrepo y Álvarez, 2006). Generalmente, este tipo de disturbios son pobremente estudiados, ya que son eventos aislados y ocasionan un alto dinamismo en los bosques donde ocurren (Stanturf, 2004).

1.2.2 Agentes bióticos implicados en los disturbios en BTM

De acuerdo a las definiciones de los disturbios y de la dinámica de ecosistemas, muchos de los agentes bióticos no deberían ser considerados como causales de disturbios; sin embargo, la interacción de ellos, con las actividades humanas, son los responsables de la extensión y probablemente, de la intensidad de la alteración. De acuerdo a la literatura, las plagas, enfermedades, especies exóticas e invasoras, y el daño por herbivoría constituyen los principales agentes biológicos de disturbios (Hobs, 1989; VonHolle *et al.*, 2007).

En los BTM los insectos y organismos fitopatógenos son considerados como los mayores agentes bióticos causales de disturbios (Wargo, 1995; Ayres y Lombardero, 2000). Tanto los patógenos como los insectos, han sido considerados como detrimentales de la vegetación en los ecosistemas forestales, debido a las pérdidas ecológicas y económicas que causan; sin embargo, estos también pueden ser considerados como elementos que inciden directamente en la dinámica de los ecosistemas, favoreciendo la regeneración del mismo, mediante el reciclaje de nutrientes (Oliver y Larson, 1996).

Normalmente, los brotes epidémicos de insectos y enfermedades en BTM están directamente relacionados con agentes abióticos como sequías y temperaturas extremas, erupciones volcánicas entre otras, que generan estrés en las comunidades vegetales y las predisponen al daño por algún insecto o enfermedad, eliminando individuos del ecosistema y propiciando ventanas de regeneración (Wargo, 1995; Shrowalter, 1999). Este proceso

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

muy probablemente se vería afectado con los cambios globales en los bosques, mediante al aumento en las temperaturas y la disminución de la precipitación, dando paso a infestaciones epidémicas (Ayres y Lombardero, 2000). Un ejemplo significativo de ello, es lo que ocurre con los insectos descortezadores del género *Dendroctonus* (*Dendroctonus* spp.), particularmente *Dendroctonus frontalis* Zimm., donde, como resultado de la infestación por esta especie, los bosques de pino son transformados en encinares cuando los pinos son suprimidos del ecosistema (Shrowalter, 1985); sin embargo, como los encinos son intolerantes a los incendios, al ocurrir un evento de este tipo, la composición se revierte hacia los pinos. Por lo tanto, en ausencia de incendios, continúan los bosques de encino (Shrowalter, 1985). A pesar de la importancia ecológica de los insectos detrimentales en los BTM, la interacción de sus poblaciones naturales con eventos meteorológicos prolongados, tales como sequías extremas y el incremento en las temperaturas, traen como consecuencia alteraciones en los ciclos normales de los insectos causando fuertes brotes epidémicos de plagas y la muerte de miles de árboles (Ayres y Lombardero, 2000; Dale et al., 2001) por lo que es necesario la búsqueda de alternativas viables y eficientes para su manejo (Brockerhoff et al., 2006; Fettig et al, 2007).

Una de las enfermedades que más han llamado la atención, por el daño que causan, es la marchitez de los encinos, causado por *Phytophthora cinnamomi* Rands, asociado con el declinamiento de los encinares. En Colima, México, al año 2000 alrededor de 800 ha habían sido afectadas por este patógeno (Alvarado-Rosales et al., 2007). Aunque probablemente, también sea efecto de la interacción de varios disturbios bióticos y abióticos.

Un agente de disturbio de carácter biótico, de reciente importancia, es el efecto de las especies exóticas e invasoras en los ecosistemas naturales (Simberloff, 2005; Von Holle y Motzkin, 2007). Cuando se trata de plantas exóticas, la escala ha alcanzado dimensiones globales, ya que estas han invadido prácticamente todas las reservas naturales en cada continente, han alterado los procesos ecosistémicos y contribuido en distintos grados al declinamiento de especies nativas raras en una amplia variedad de ecosistemas (Simberloff, 2005; Ellison, *et al.*, 2005). Sin embargo, todavía se desconocen muchos aspectos en torno a los procesos reproductivos, y la ecología de la mayoría de las especies que afectan los distintos ecosistemas. Un caso interesante, es lo que ocurre con los muérdagos tanto de coníferas (*Psitacanthus* spp.) como de encinos (*Phoradendron* spp.), que en México se encuentran bien distribuidos en los bosques de clima templado (Vázquez-Collazo y Geils, 2002) y en muchas ocasiones causan declinamiento en los árboles que son afectados (Vázquez-Collazo y Geils, 2002).

El caso de la introducción de plagas exóticas es un poco más conocido. El efecto de las plagas exóticas en BTM puede ser catastrófico y llegar a causar la pérdida y extinción de especies fundadoras. Por ejemplo, en EE UU, desde 1980, la población de *Tsuga canadensis* se ha visto seriamente afectada por la introducción de una especie de adérido (*Adelges sugae*), que generan infestaciones de árboles de todos tamaños y edades (Orwig *et al.*, 2002), a diferencia de otros insectos, cuya función es eliminar al arbolado viejo y estresado del ecosistema. Aparentemente, *T. canadensis* no tiene un patrón de resistencia al daño por el adérido y su población no se restablece después de la mortalidad inducida por *A. sugae*, por el contrario, los espacios son ocupados por otras especies y tal vez en pocas décadas, *T. canadensis*, desaparezca del ecosistema (Orwig *et al.*, 2002).



Figura 1.1. Infestación por *Adelgid sugae* en árboles de *Tsuga canadensis*. (a) cápsulas algodonosas generadas por la acumulación del insecto, evidenciando el daño en la rama y hojas. (b) Aspersión de insecticidas en el árbol como método de control de la infestación. Foto: Cortesía de Servicio Forestal de los Estados Unidos de Norte América (SDA-FS)

El daño por herbivoría ha sido uno de los factores de disturbio menos estudiado; sin embargo, se considera como un disturbio de baja magnitud. Se ha considerado que la depredación de semillas por parte de algunos roedores podría constituir uno de las limitantes en la regeneración de varias especies (Herrera, 1995) forestales. Por otra parte, es muy probable que el principal daño de herbivoría sea ocasionado por grandes mamíferos y ungulados, que en condiciones naturales mantiene una estabilidad en los ecosistemas naturales; sin embargo, las poblaciones de estos se incrementan al disminuir, e incluso eliminar a sus depredadores de los ecosistemas, que en condiciones naturales, mantienen una fuerte competencia con los productores de ganado doméstico (Baker *et al.*, 2008), por ejemplo, la eliminación de lobos, pumas, etc, que mantienen una dinámica estable en las poblaciones de venado. En múltiples ocasiones, la introducción de fauna exótica, además

del ganado doméstico, causan alteraciones importantes, como la disminución de la diversidad, fomentada a través de la alta competencia que existe entre la fauna exótica, la fauna nativa y el ganado doméstico (Bonnington *et al.*, 2007).



Figura 1.2. Daño por herbivoría. (a) La imagen ilustra la depredación de conos de *Pinus teocote* en la Sierra Fría, una posible causa que limita el reclutamiento de esta especie. (b) Introducción de fauna exótica de talla mediana –en este caso, ciervo rojo (*Cervus* spp)-, que genera una alta competencia entre la fauna nativa y el ganado doméstico, ocasionando deterioro a los BTM. Créditos fotográficos: V. Díaz.

1.2.3. Disturbios de carácter antropogénico

Las actividades de manejo, tales como las quemadas prescritas, el aclaramiento de rodales, la extracción de madera, el sobrepastoreo y el cambio en el uso del suelo son considerados las mayores fuerzas de disturbio antropogénico en BTM. Después de la aparición de los disturbios ocurre un proceso de cicatrización y recuperación de las condiciones originales del ecosistema, generalmente a través de la sucesión ecológica, aunque, esta depende de la resiliencia del ecosistema o capacidad de recuperación después de un disturbio (Stanturf, 2004), y de la intensidad con que este se haya efectuado (Pickett y White, 1985).

Los incendios forestales pueden ser considerados como disturbios naturales cuando ocurren a partir de la caída de rayos, o bien por el efecto de sequías extremas (Minnich,

1983; Fulé y Covington, 1996), pero también pueden ser vistos como alteraciones antropogénicas (Keeley, 1999), cuando estos son causados por intervenciones humanas mediante prácticas de manejo, tales como la apertura de terrenos al cultivo y las quemas prescritas.

El efecto del fuego como uno de los mayores disturbios en Bosque Templado de Montaña ha sido un tema de mucha importancia y ampliamente abordado por los ecólogos (Minnich, 1983; Agee, 1993; Fulé y Covington, 1996; Agee y Skinner, 2005). Estos estudios han considerado al fuego como un factor clave en la regulación de la estructura y funcionamiento de los bosques, ya que su aparición de manera natural, e incluso inducida, incrementa la disponibilidad de luz y fomenta la regeneración de los bosques y el ciclaje de nutrientes (Agee, 1993; Oliver y Larson, 1996; Fulé y Covington, 1997). Existen casos específicos en que la regeneración de un bosque depende casi exclusivamente de la aparición de incendios. En Estados Unidos, donde por más de un siglo los incendios han estado suprimidos en los bosques de *Pinus ponderosa*, han dado como resultado la formación de rodales muy densos, con árboles viejos, regeneración incipiente y una alta acumulación de combustible, aumentando el riesgo de disturbios de mayor intensidad (Fulé y Covington, 1997; Agee y Skinner, 2005). Por otra parte, algunas especies de coníferas serótinas solamente en presencia de fuego son capaces de abrir sus conos para dispersar sus semillas y fomentar una regeneración sexual (Keeley *et al.*, 1999). Las actividades de manejo que permiten manipular la vegetación sustituyen o imitan los efectos ecológicos de algunos disturbios (Oliver y Larson, 1996) regulando la densidad, la composición de especies y el acomodo espacial de las comunidades forestales, favoreciendo el rejuvenecimiento de los ecosistemas.

El cambio en el uso del suelo ha sido señalado como el disturbio de mayor magnitud en una escala global (Vitousek, 1997; Huston, 2005; Millenium Ecosystem Assesment, 2005; Baldi y Paruelo, 2008), y los ecosistemas más afectados, han sido los bosques tropicales y el BTM (Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Dada la fertilidad de los ecosistemas boscosos, estos son transformados principalmente en áreas agrícolas y/o dedicadas al pastoreo de ganado doméstico; sin embargo, al ocurrir un abandono de estas, el ecosistema es todavía capaz de recuperarse a través del proceso de sucesión, si aún no ha perdido su capacidad de resiliencia (Christensen, 1996). En México, un ejemplo claro es lo que ocurre en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán, donde, en los últimos 25 años se registró una recuperación en la cubierta forestal, aparentemente relacionada con la migración de los habitantes de las comunidades rurales tanto a EEUU como a las grandes ciudades (López-Granados *et al.*, 2002). En México, aún no es posible determinar en cuanto tiempo se puede recuperar la vegetación original, ya que generalmente los bosques son sometidos a procesos de perturbación-recuperación-perturbación (Franco- Mass *et al.*, 2006); sin embargo, en Costa Rica, existen evidencias de bosques maduros con vegetación de 40 años de edad. En el mejor de los casos, la transformación de los ecosistemas naturales por actividades agropecuarias y su recuperación a través de los procesos de sucesión es aceptable, contrario a lo que ocurre con la expansión de las áreas urbanas, donde la transformación genera los mayores problemas ambientales y donde es imposible recuperar los ecosistemas originales (Turner *et al.*, 2003; Martinuzzi *et al.*, 2009).

La comprensión del efecto de los disturbios naturales y antropogénicos que alteran los BTM, así como los procesos de flujo de energía, rejuvenecimiento, sucesión, cicatrización, que en conjunto componen la dinámica de un ecosistema, es fundamental para los

manejadores y tomadores de decisiones, toda vez que muchas de las actividades de manejo –aún cuando estas son realizadas de manera empírica- tienen la función de imitar y simular el efecto ecológico de los disturbios naturales (Oliver y Larson, 1996). Sin duda, los mayores efectos son realizados por las actividades humanas, aunque, como fue señalado en líneas anteriores, es un paradigma complejo, dadas las necesidades humanas, por lo que es necesario abordar de manera integral estos temas, dados los conflictos ambientales que actualmente se están presentando, como lo es la alteración del clima y el calentamiento global.

Documentar la dinámica que experimentan los BTM tiene grandes implicaciones. Por una parte, es importante conocer la trayectoria del paisaje para determinar el grado de recuperación vs degradación y de ser posible cuantificar el efecto que esto tiene sobre los servicios ecosistémicos brindados por los ecosistemas naturales. Por otra parte, la información obtenida es muy importante para establecer el grado de conservación que guarda la diversidad biológica. A diferentes escalas (mundial, nacional y regional), se han realizado múltiples esfuerzos por proteger el patrimonio natural, pero se desconoce el papel que cada uno de los componentes puede ejercer en cada uno de los ecosistemas naturales y la reacción de ellos a las fuerzas naturales o antropogénicas, por lo que es importante documentar los cambios que ocurren en un paisaje alterado.

Referencias bibliográficas

- Agee, J.K. 1993. Fire ecology in the Pacific Northwest forest. Island Press. Washington. 493 p.
- Agee, J.K., and C.N. Skinner. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management* 211: 83-96.
- Alvarado-Rosales, D., L. De L. Saavedra-Romero, A. Almaraz-Sánchez, B. Tlapal-Bolaños, O. Trejo-Ramírez, J. M. Davidson, J. T. Kliejunas, S. Oak, J. G. O'Brien, F. Orozco-Torres, and D. Quiroz-Reygadas. 2007. Agentes asociados y su papel en la declinación y muerte de encinos (*Quercus*, Fagaceae) en el Centro-Oeste de México. *Polibotanica* 23:1-21
- Arriaga, L. 1998. Natural disturbance and tree falls in a pine-oak forest on the peninsula of Baja California, Mexico. *Vegetatio* 78: 73-79
- Ayres, M.P., and M.J. Lombardero. 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment* 262: 263-286
- Bailey, J.A. 1984. Principles of wildlife management. New York, NY. John Wiley and Sons. 373 p.
- Baker, P.J., L. Boitani, S. Harris, G. Saunders, and P.C.L. Whites. 2008. Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. *Mammal Reviews* 2: 133-166
- Baldi, G., and J.M. Paruelo. 2008. Land use, and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society*. 13: 6 (on line). Disponible en : <http://www.ecologyandsociety.org/vol113/iss2/art6>.

- Bonnington, C., D. Weaber, and E. Fanning. 2007. Livestock and large wild mammals in the Kilombero valley in southern Tanzania. *African Journal Ecology* 45: 658-663.
- Brockhoff, E.G., A.M. Liebhold, and H. Jactel. 2006. The ecology of forest insect invasions and advances in their management. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 263-268.
- Challenger A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la biodiversidad, Instituto de Biología UNAM, Agrupación Sierra Madre. México.
- Challenger, A. 2003. La situación actual del medio ambiente en Veracruz: los servicios ambientales y la conservación ecológica. *Memoria del primer Simposio-Taller Internacional sobre Servicios Ambientales en el estado de Veracruz, del 11 al 14 de Mayo De 2003*.
- Chapa-Bezanilla D., Sosa-Ramírez J. y de Alba-Ávila A. 2008. Estudio Multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14: 37-51
- Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenther, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner, R.G. Wotmansee. 1996. The report of the ecological society of America committee on the scientist basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Dale, V.H., L.A. Joyce, S. McNulty, R.P. Neilson, M.P. Ayres, M.D. Flannigan, P.J. Hanson, L.C. Ireland, A.E. Lugo, C.J. Peterson, D. Simberloff, F.J. Swanson, B.J. Stocks, and M. Wotton. 2001. Climate change and forest disturbances. *Biosciences* 51: 723-734.

- Díaz-Núñez, V. 2005. Uso de semioquímicos para el manejo de escarabajos descortezadores (*Dendroctonus* spp.) de los pinos, en la Sierra Fría de Aguascalientes. Tesis de Maestría. Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. pp. 1-120.
- Díaz, V., J. Sosa-Ramírez y D.R. Pérez-Salicrup. 2008. Perturbaciones y recuperación: procesos simultáneos en bosques de clima templado en la Sierra Fría, Aguascalientes. Memorias del II Congreso Nacional de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología. Yucatán, Mérida. 16-21 Nov. 2008.
- Ellison, A.M., M.S. Bank, B.D. Clinton, E.A. Colburn, K. Elliott, C.R. Ford, D.R. Foster, B.D. Kloeppel, J.D. Knoepp, G.M. Lovett, J. Mohan, D.A. Orvig, N.L. Rodenhouse, W.V. Sobczak, K.A. Stinson, J.K. Stone, C.M. Swan, J. Thompson, B. Von Holle, and J.R. Webstern. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems 3: 479-486.
- FAO. 2002. Situación de los bosques del mundo. FAO-Organización de las Naciones Unidas. 141 p.
- FAO. 2007. Situación de los bosques del mundo. FAO-Organización de las Naciones Unidas. 141 p.
- Fetting, C. J., K. D. Klepzig, R. F. Billings, A. S. Munson, T. E. Nebeker, J. F. Negrón, and J. T. Nowak. 2007. The effectiveness of vegetation management practices for prevention and control of bark beetle infestations in coniferous forests of the western and southern United States. *J. Forest Ecology and Management* 238: 24-53
- Foster, D.R., and E. Boose. 1992. Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in Central New England, USA. *Journal of Ecology* 80: 79-98.

- Foster, D.R., J.D. Aber, J.M. Melillo, R.D. Bowden, and F. A. Bazzas. 1997. Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *Bioscience* 47: 437-445
- Foster, DR., T. Zebryck, P. Shoonmaker, and A. Lezberck. 2001. Post-seetlement history of human land use and vegetation dynamics of a *Tsuga Canadensis* (Hemlock) woodlot in Central New England. *Journal of Ecology* 80: 773-796
- Franco-Mass, S., H.H. Regil-García, J.A.B. Ordoñez-Díaz. 2006. Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el parquet nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12: 17-28.
- Fulé, P.Z., and W.W. Covington. 1996. Changing fire regimes in Mexican pine forests. *Journal of Forestry* 94: 33-38
- Fulé, P. Z., and W. Covington. 1997. Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Acta Botanica Mexicana* 41: 43-79.
- Gobierno del estado de Aguascalientes. 1994. Declaratoria del Área Natural protegida Sierra Fría, Aguascalientes, Diario Oficial Ags. Tomo LVII, No. 5. Órgano del Gobierno Constitucional del Estado.
- Guariguata, M.R. and M.A. Pinard. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management. *Forest Ecology and Management* 112: 87-99
- Herrera, J. 1995. Acorn predation and seedling production in a low density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecology and Management* 76: 197-201.
- Hessburg, P.F., R.G. Mitchell, and G.M. Filip. 1994. Historical and current roles of insects and pathogens in Eastern Oregon and Washington forested landscapes. Gen. Tech.

- Rep. PNW-GTR-327. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 72 p.
- Hobbs, R.J. 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasions. *In*: Drake et al., (1989) Eds. Biological invasions: a global perspective. John Wiley & Sons LTD. pp. 389-405.
- Hooper, D.U., and P.M. Vitousek. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1304.
- Huston, M.A. 2005. The three phases of a land-use change: implications for biodiversity. *Ecological Applications* 15: 1864-1878.
- Ibelle-Navarro A. 2008. Diagnóstico del paisaje y manejo del territorio en dos zonas forestales: Sierra Fría, en Aguascalientes y Sierra de Lobos, en Guanajuato, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 102 p.
- Keeley, J.E., M. Keeley, and W.J. Bond. 1999. Stem demography and post-fire recruitment of a resprouting serotinous conifer. *Journal of Vegetation Science* 10: 69-76
- López-Granados, E., M. Mendoza y A. Acosta. 2002. Cambio de Cobertura Vegetal y Uso de la Tierra. El caso de la Cuenca Endorreica del Lago de Cuitzeo, Michoacán. *Gaceta Ecológica* 64: 19-34.
- Martinuzzi, S., W.A. Gould, A.E. Lugo, E. Medina. 2009. Conversion and recovery of Puerto Rican mangroves: 200 years of change. *Forest Ecology and Management*. 257: 75-84.
- Masera, O. R., M.J. Ordoñez, and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35: 265–295.

- Meave J.A., Rincón A. and Romero-Romero M.A. 2006. Oak forest of the ever Hyper-humid region of la Chinantla, Northern Oaxaca range, Mexico. *Ecological studies* 185: 113-125.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well Being: Synthesis*. Island Press. Washington D.C. 155 p.
- Minnich, R.A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern California. *Science* 219: 1287-1294
- Nixon, C.K. 1993. Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and tipification of sectional names. *Annales Science Forest Supplement* 1: 25-34
- Oliver C.O. and B.C. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons. Update edition. pp. 88-142.
- Orvig, D.A., D.R. Foster, and D.L. Mausel. 2002. Landscape patterns of hemlock decline in New England due to the introduced hemlock wooly adelgid. *Journal of Biogeography* 29: 1475-1487.
- Pickett, S.T.A., and P.S. White. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press, New York. 985 p.
- Restrepo, C. and N. Alvarez. 2006. Landslides and their contribution to land-cover change in mountains of Mexican and Central America. *Biotropica* 38, 4: 446-457.
- Rey-Benayas, J.M., J.M. Bullock, and A. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers of Ecological Environment* 6: 329-336.
- Sáenz-Romero, C., A.E. Snively, and R. Lindig-Cisneros. 2003. Conservation and restoration of pine forest genetic resources in Mexico. *Silvae Genetica* 52: 233-237.

- Simberloff, D. 2005. Non-native species do threaten the natural environment! *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 18: 595-607
- Shrowalter, T.D. 1985. Insect herbivore relationship to the state of the host plant: biotic regulation of ecosystem nutrient cycling through ecological succession. *Oikos* 37: 120-130
- Shrowalter, T., E. Hansen, R. Molina, y Y. Zhang. 1999. Integrating the ecological roles of phytophagous insects, plant pathogens, and mycorrhizae in managed forests. In: K.A Kohm and J. F. Franklin (eds.) *Creating a forestry for the 21st century* . pp. 171-190.
- Shugart, H., R. Sedjo, and B. Sohngen. 2003. Forest and global climate change. Potential impacts on U. S. Forest Resources. Pew Center on Global Climate Change. 64 p.
<http://www.pewclimate.org/docUploads/>
- Smith, H.Y. 2000. Wildlife habitat considerations. USDA Forest Proceedings RMRS p-17. Ogden, UT. Rocky Mountain Research Station. Pp-26-27.
- Stanturf, J.A. 2004. Disturbance dynamics of forested ecosystems. Transactions of the Faculty of Forestry, Estonian Agriculture University 37: 7-12.
- Styles, B.T. 1993. El género *Pinus*: su panorama en México. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa (Eds). *Diversidad Biológica de México: Orígenes y distribución*. Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 385-408.
- Sunderlin, W.D., S. Dewi, A. Puntodewo, D. Müller, A. Angelsen, and M. Epprecht. 2008. Why forest are important for global poverty alleviation: a spatial explanation.

Ecology and Society 13: 24 (en línea). Disponible en <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art24>.

Tilman, J.D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie, and E. Sieman. 1997. The influence on functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.

Tilman, D.J., J. Fargione, B. Wolff, C. D' Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Shindler, W.H. Schlesinger, D. Simberloff, and D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281-284.

Turner, M. G., S. M. Pearson, P. Bolstad, and D. N. Wear. 2003. Effects of land cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA). *LandscapeEcology* 18: 449-464.

Vazquez-Silva L., J.C. Tamarit-Urías, J. Quintanar-Olgún y L. Varela-Fregoso. 2004. Caracterización de la declinación de bosques de encinos en "Sierra de Lobos, México". *Polibotánica*. 017: 1-14

Vázquez-Collazo, I., and B.W. Geils. *Psitacanthus* in Mexico. In: Geils, B. W., J. Cibrián-Tovar, and B. Moody. 2002. Mistletoes of North American Conifers. General Technical Report RMRS-GTR-98. Pp. 9-16.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Luvchenco, and J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystem. *Science* 277: 494-500.

Velásquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de usos del suelo en México. *Gaceta ecológica* 062: 21-37.

Von Holle, B., and G. Motzkin. 2007. Historical land use and environmental determinants of nonnative plant distribution in coastal Southern New England. *Biological Conservation* 136: 33-43.

Wargo, P.M. 1995. Disturbance in forest ecosystems caused by pathogens and insects. *In*: Forest health through silviculture. Proceedings of the National Silviculture Workshop.1995. Mezcalero, N.M. Gen. Tech. Rep. R.M. GTR. 267. RMRS. pp. 20-

25



CAPÍTULO II
ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DEL PAISAJE EN UN ÁREA DE LA SIERRA
FRÍA, AGUASCALIENTES

ANALYSIS OF LANDSCAPE DYNAMIC IN SIERRA FRIA, AGUASCALIENTES

RESUMEN

El paisaje de la Sierra Fría ha cambiado en el transcurso del tiempo como resultado de disturbios tanto de origen natural como antrópico. Por efecto de estos disturbios y de los procesos de recuperación de la vegetación, dichos cambios producen un mosaico de rodales o parches de diferente tamaño y con diferentes grados de cobertura y fragmentación. Para los responsables del manejo de esta Área Natural Protegida es muy importante prever el sentido de los cambios en dichos parches con el fin de evitar o mitigar una evolución contraria a los objetivos de protección de la biodiversidad y los procesos ecológicos en esta región. El objetivo de este trabajo fue identificar la dinámica de los parches durante las últimas cinco décadas en dos tipos de vegetación dentro de una zona protegida de Aguascalientes, México. Para ello, se realizó un análisis comparativo de cuatro series de fotografías aéreas de 1942, 1956, 1970 y 1993 para una sabana, y de 1956, 1970, 1993 y una imagen satelital Spot 2003 para bosque mixto. Se realizó un análisis comparativo del tamaño y cobertura vegetal de parches de vegetación para determinar la evolución del paisaje. Con base en el mosaico fotográfico a partir de 1942 para una sabana, y de 1956 para un bosque mixto, se identificaron los parches que sufrieron modificaciones en tamaño y cobertura a través de cinco décadas, lo cual fue posteriormente verificado en campo. Los resultados obtenidos se expresan en tres sentidos: degradación, recuperación o sin cambios significativos. En la parte de la sabana, de 45 parches analizados 20 presentaron cambios

visibles en términos de densidad de árboles. En 13 de ellos la densidad se redujo, en cuatro aumentó, y en tres se presentaron tanto reducciones como aumentos en densidad en las cuatro fechas. Ningún parche de la sabana se modificó en área. En la parte de bosque mixto, de 57 parches, 38 incrementaron su cobertura vegetal, dos decrecieron en ese aspecto y 17 la mantuvieron. El dinamismo en bosque mixto ocurrió principalmente entre 1970 y 1993. Los resultados obtenidos indican que en la sabana han existido patrones de perturbación-recuperación-perturbación, dominando una reducción en la densidad arbórea en los parches. En el bosque mixto hubo una tendencia hacia la recuperación de la cubierta forestal manifestada en el incremento de la densidad de arbolado. En la sabana se detectaron parcialmente las causas relacionadas con la disminución del arbolado, por lo que sugerimos, en la medida de lo posible mitigarlas. En la zona de bosque mixto, sugerimos que no es necesario emprender labores de restauración, a menos de que estas sean encaminadas a catalizar el proceso de regeneración que se está dando.

Palabras clave: Paisajes, dinámica, disturbios, degradación, recuperación

ABSTRACT

Landscapes change as a result of natural and human induced disturbances. These disturbances and the process of vegetation recovery produce a landscape formed by a dynamic mosaic of stands or vegetation patches of different sizes and degrees of vegetation cover and fragmentation. For those responsible for the management of forests, particularly in protected areas, it is very important to foresee the implications of changes in these patches, with the purpose of avoiding or mitigating processes opposite to the protection of biodiversity in such regions. In this study we analyze the dynamics of vegetation patches during a five decade period in two types of vegetation within a protected area in the estate of Aguascalientes, in central Mexico. Based on those analyses, and in field verification of current plant composition in those patches, we propose ecosystem management objectives in this region. We generated vegetation maps based on aerial photographs for the years 1942, 1970, and 1993 in a region dominated by natural savanna, and vegetation maps based on aerial photographs for the years 1956, 1970, 1993, and a spot satellite image of 2003 for a region dominated by mixed pine and oak forest. In both regions we identified vegetation patches, and evaluated their number and their evolution through time in terms of changes in vegetation cover, and in changes in patch size in the mixed forest region only. Over the whole study period, of 45 initially analyzed patches in the savanna, two were no longer identifiable, 13 patches decreased their vegetation cover, 3 increased it, and the rest remained in the same vegetation cover category. In the mixed forest 38 patches increased their vegetation cover, 2 decreased it, and 17 maintained it. Our results indicate that changes in patch vegetation cover are more dynamic in the mixed forest than in the savanna, and that while patches in the former have a tendency towards increasing

vegetation cover, the opposite is true in the latter. Visits to vegetation patches in the savanna suggest that the reduction in tree density within patches is associated with human and not natural disturbances, concretely with the harvesting of stems for construction, and highly intensive stockbreeding of fighting bulls. As long as these two disturbing activities are not mitigated, active restoration measures such as reforestation will not be effective. In the case of the mixed forest, we suggest that active reforestation is not needed except in vegetation patches with less than 10% vegetation cover. We suggest the combined use of historical description of vegetation patch dynamics with remote sensing and vegetation cover analysis can become a strong aid for ecosystem management.

Keywords: Landscape, dynamic, disturbance, degradation, recovery

2.1. Introducción

Los bosques templados de coníferas y encinos de México presentan una notable biodiversidad (Flores-Villela y Gerez, 1994; Challenger, 2003) y también brindan servicios ambientales necesarios para el bienestar de las poblaciones humanas. Estos bosques han sido eliminados en grandes extensiones por los asentamientos humanos y por las actividades primarias desde la llegada de los españoles, sobre todo en las zonas planas o con pendientes ligeras de los valles intermontanos (Challenger, 2003).

En épocas más recientes, las regiones de México cubiertas por bosques templados han presentado cambios constantes como resultado de las presiones ambientales y antrópicas (Minnich *et al.*, 2000). Las principales causas de disturbio en estos ecosistemas son los incendios, los desmontes y el pastoreo (Gómez Pompa, 1985; Toledo *et al.*, 1989; Velásquez *et al.*, 2001). Estos factores, que acontecen en diferentes momentos a lo largo del tiempo, producen en el paisaje un mosaico dinámico de parches de vegetación con diferente tamaño, grado de cobertura vegetal y fragmentación (Forman y Godron, 1986; Minnich *et al.*, 2000; Jardel-Peláez *et al.*, 2004). Por el contrario, la ecología de los disturbios (Pickett y White, 1985) sugiere que una vez que la causa de alteración es removida, comienza un proceso de recuperación de la vegetación a través de un proceso sucesional (Sinonimia aforestación). Este es el caso de la Sierra Fría, localizada en la parte meridional de la Sierra Madre Occidental, declarada Área Natural Protegida por el Gobierno del Estado de Aguascalientes (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994), y dominada principalmente por bosques de encino y de encino - pino. Es muy probable que ni las actividades agrícolas, ni la tala de árboles y extracción de leña hayan tenido un impacto significativo sobre estos bosques en el periodo que comprende desde la llegada de los españoles y hasta

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

principios del siglo XX, debido a que esta sierra era lejana a los principales centros de población de la época y de difícil acceso. La demanda de madera y carbón en Aguascalientes, la ciudad más poblada y cercana, fue probablemente muy limitada en todo este periodo. Sin embargo, entre 1920 y 1950 la tala de árboles en los bosques de la Sierra Fría se incrementó con el fin de producir postes, carbón y madera y además se construyeron brechas y caminos para transportar los productos del bosque hacia la Ciudad (Minnich *et al.*, 1994). Posteriormente, con el aumento en el uso de los combustibles fósiles, desde principios de los años 50, cesó en gran medida la demanda de productos forestales. Como resultado de estos disturbios y de los procesos de recuperación de la vegetación, se ha formado un mosaico heterogéneo de parches (Minnich *et al.*, 1994; Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008).

Existen varios estudios donde se ha evaluado la sucesión vegetal como respuesta a los cambios de uso del suelo. En Estados Unidos (Foster, 1988, 1995), y en Puerto Rico (Marcano-Vega *et al.*, 2002; Grau *et al.*, 2003), han documentado que como respuesta a cambios sociales y económicos, ha ocurrido un abandono de zonas agrícolas, generando un proceso de sucesión, donde la vegetación resultante responde más al uso del suelo, que a las condiciones bióticas y abióticas prevalecientes en los sitios. En campos agrícolas abandonados por 60 años en Costa Rica, es visible la regeneración vigorosa característica de un bosque tropical secundario (Martin *et al.*, 2004). Otros autores señalan, que, debido a una disminución en la productividad y una migración voluntaria e involuntaria de los habitantes de zonas rurales a las ciudades, el abandono de tierras agrícolas conduce a través de la sucesión, a la creación de bosques secundarios (Rey-Benayas, 2005; Kleijn *et al.*, 2006), aunque existen pocos trabajos donde se evalúe la velocidad de recuperación de los

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

ecosistemas originales. En México, se han hecho pocos esfuerzos para documentar los cambios en el paisaje como consecuencia de la transición en la demanda de productos forestales. Por ejemplo, en décadas anteriores en la Sierra Fría la explotación maderera se centró en la elaboración de carbón y la extracción de postes maderables para la agricultura, mientras que hoy en día se extrae leña muerta como labores de saneamiento. Sin embargo, no se ha documentado cuantitativamente la alteración de la estructura y la dinámica de los parches de vegetación, como respuesta al cambio en la demanda de productos forestales.

Los diferentes tipos de bosques sufren procesos de deforestación relativamente rápidos, que se traducen en una disminución del área forestal y en la parcelación de las superficies residuales o fragmentación. La fragmentación se caracteriza por una disminución en la superficie total de un hábitat y su ruptura en fragmentos (Burel y Baudry, 1999). Este proceso modifica las condiciones ambientales y el funcionamiento de los ecosistemas, alterando el régimen hidrológico, el ciclo de los elementos minerales, el microclima y las propiedades del suelo (Forman y Godron, 1986). El proceso de fragmentación puede resultar de disturbios naturales o de actividades humanas, como talas, construcción de caminos y redes de servicios (Tinker et al., 1998; Heilman *et al.*, 2002). En el caso particular de la Sierra Fría, los disturbios ocurridos a principios del siglo pasado provocaron una fragmentación del bosque, sobre todo en las zonas de pendientes más ligeras y accesibles. El análisis de fotografías aéreas tomadas en 1942 muestra la existencia de bosques muy abiertos, especialmente en las mesetas (Minnich *et al.*, 1994).

El objetivo de este estudio consistió en describir la dinámica del paisaje en dos zonas de la Sierra Fría. Para ello se realizó un análisis del tamaño y cobertura de parches localizados en dos zonas dentro del área de estudio. El documentar la dinámica del paisaje de la Sierra

Fría como consecuencia de las actividades de manejo y concretamente del cambio en la demanda de productos forestales constituye un excelente estudio de caso para la definición de criterios de aprovechamiento, conservación y restauración en esta zona, y que pueden ser aplicables en lugares similares en cuanto a tipo de vegetación, historia de uso de suelo, orografía y status de Área Natural Protegida.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1 Zona de estudio

Se estudiaron dos zonas dentro del Área Natural Protegida Sierra Fría (ANPSF) (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994), ubicada al Noroeste del estado de Aguascalientes entre las coordenadas 21° 52'-23° 31' N y 102° 22' – 102° 50' W, en una altitud que oscila entre los 2200 y 3050 msnm. La primera zona, denominada de aquí en adelante como Sabana, se localiza al sur de la ANPSF, va de una altitud de 2200 a 2400 m y está constituida por una meseta con lomeríos suaves y cubierta por una Sabana, caracterizada por presentar un estrato herbáceo continuo y un estrato arbóreo y/o arbustivo disperso (McPherson, 1997). El estrato arbóreo-arbustivo esta dominado por *Quercus potosina*, localmente conocido como chaparro. La segunda zona, a partir de aquí denominada zona forestal, es un bosque mixto de encinos y juníperos, localizada en el centro del ANP a una altitud superior a los 2500 m, y constituida por pequeñas mesetas asociadas a cañadas. La vegetación en los sitios con exposición norte y alta pendiente está compuesta de poblaciones de pino (*Pinus* spp.) y asociaciones de pino-encino y encino-pino. La población de pino como comunidad pura se localiza en las barrancas, mientras que las poblaciones de encino (*Quercus* spp.) se localizan en las zonas con poca pendiente o

exposición zenital (datos obtenidos en este estudio). Las zonas de trabajo elegidas son representativas de las condiciones tanto de vegetación como de manejo en el ANP-Sierra Fría, donde se practica la cría de ganado doméstico, la cacería cinegética y la extracción de leña.

2.2.2 Selección de material fotográfico

Para evaluar la dinámica del paisaje en la Sierra Fría, se realizaron análisis de fotografías aéreas e imágenes de satélite, así como de parcelas experimentales en campo (Kennedy and Spies 2004; Kennedy and Spies, 2005). Se utilizaron tres series de fotografías aéreas, de 1942, 1970 y 1993 para la sabana, y de 1956, 1970 y 1993, además de una imagen del satélite SPOT[®] 2003 para el bosque mixto. Las fotografías aéreas de las primeras tres fechas fueron escaneadas, georreferidas y procesadas en el Laboratorio de Análisis de Sistemas Agrícolas y Recursos Naturales (LARN) del Centro de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, al igual que la interpretación y análisis de las imágenes de satélite (Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008). La imagen satelital SPOT[®] 2003 usada para el área del bosque mixto, previamente fue procesada por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), aunque esta fue reproyectada a un sistema NAD 27. La ortocorrección de las fotografías aéreas fue previamente conducida por Chapa-Bezanilla *et al.*, (2008) mediante el uso de un Modelo Digital de Elevación (MDE).

2.2.3 Análisis e interpretación de las imágenes

El análisis de los cambios ocurridos en la sabana se llevó a cabo durante el año 2004. En este caso, el trabajo fue hecho mediante fotointerpretación de las fotografías correspondientes al área de estudio (Avery, 1968), con la ayuda de un estereoscopio de

espejos Leica ST4. La zona se dividió en parches o fragmentos que forman mosaicos continuos dentro de un paisaje considerando cinco distintas clases de cobertura para cada fecha de análisis (Cuadro 2.1). Para la sabana solo se realizó el análisis en función de la cobertura de cada uno de los parches detectados. Para la zona forestal, la clasificación de las imágenes se hizo de acuerdo a dos criterios, el tamaño y la cobertura de los parches (Oliver y Larson, 1996; Kennedy y Spies, 2004) utilizando las mismas clases de cobertura que para la sabana.

Cuadro 2.1. Categorización de las distintas clases de cobertura forestal en las zonas de sabana y bosque mixto.

Clase	Cobertura (% según las fotografías aéreas)*
1	< 10
2	11-30
3	31-50
4	51-70
5	>70

*El trazado del mosaico se realizó sobreponiendo las fotografías aéreas de cada fecha mediante fotointerpretación.

Para determinar los cambios de la cubierta vegetal tanto para la sabana como para el bosque mixto se utilizaron nueve criterios de acuerdo al grado de recuperación y/o degradación detectada en cada parche a través del tiempo (Cuadro 2.2). Para el análisis espacial se utilizaron los softwares ArcInfo[®], a través del módulo ArcEdit para el cálculo de las áreas de los polígonos. Para la rodalización y clasificación de las imágenes se empleó el programa ArcView[®] Ver. 3.3 (Environmental Systems Research Institute, 2002).

Cuadro 2.2. Tipología utilizada para clasificación de las imágenes empleadas para en la evaluación de la dinámica del paisaje en la Sierra Fría (adaptado de Kennedy y Spies, 2004).

Clave	Definición	Proceso ocurrido (Tamaño y forma)*	Proceso ocurrido(Cobertura)**
SA	Igual área	No hay cambios en el área de los parches	
IA	Incremento en área	El claro incrementa su tamaño	
DA	Disminución en área	El claro se hace más pequeño	
SC	Sin cambios visibles		No se aprecian cambios en cuanto a cobertura
RL	Recuperación ligera		La cobertura forestal pasa de una clase baja a una más alta
RM	Recuperación moderada		La cubierta forestal se recupera hasta en 2 clases
RF	Recuperación fuerte		La recuperación de la cubierta es de hasta 3 clases
RT	Recuperación total		La recuperación es tan abrupta que es difícil distinguir el proceso de cicatrización
DL	Degradación ligera		La cobertura en un parche se degrada solo en una clase
DM	Degradación moderada		La degradación de cobertura es hasta en dos clases
DF	Degradación fuerte		Un parche degrada su cobertura forestal hasta en 3 clases
DT	Degradación total		El cambio es tan abrupto que de una cobertura forestal fuerte, el parche se transforma en un claro

*,** Los criterios de clasificación tuvieron como base el mosaico de 1956, por lo que solo aplican a partir de las imágenes de 1970

Con la tipología definida en el cuadro 2.2, se llevaron a cabo dos clasificaciones separadas.

Por un lado, en función del tamaño y forma (solamente zona forestal, Figura 2.1) y por el otro, de acuerdo a los cambios en cobertura (sabana y zona forestal, figura 2.2).

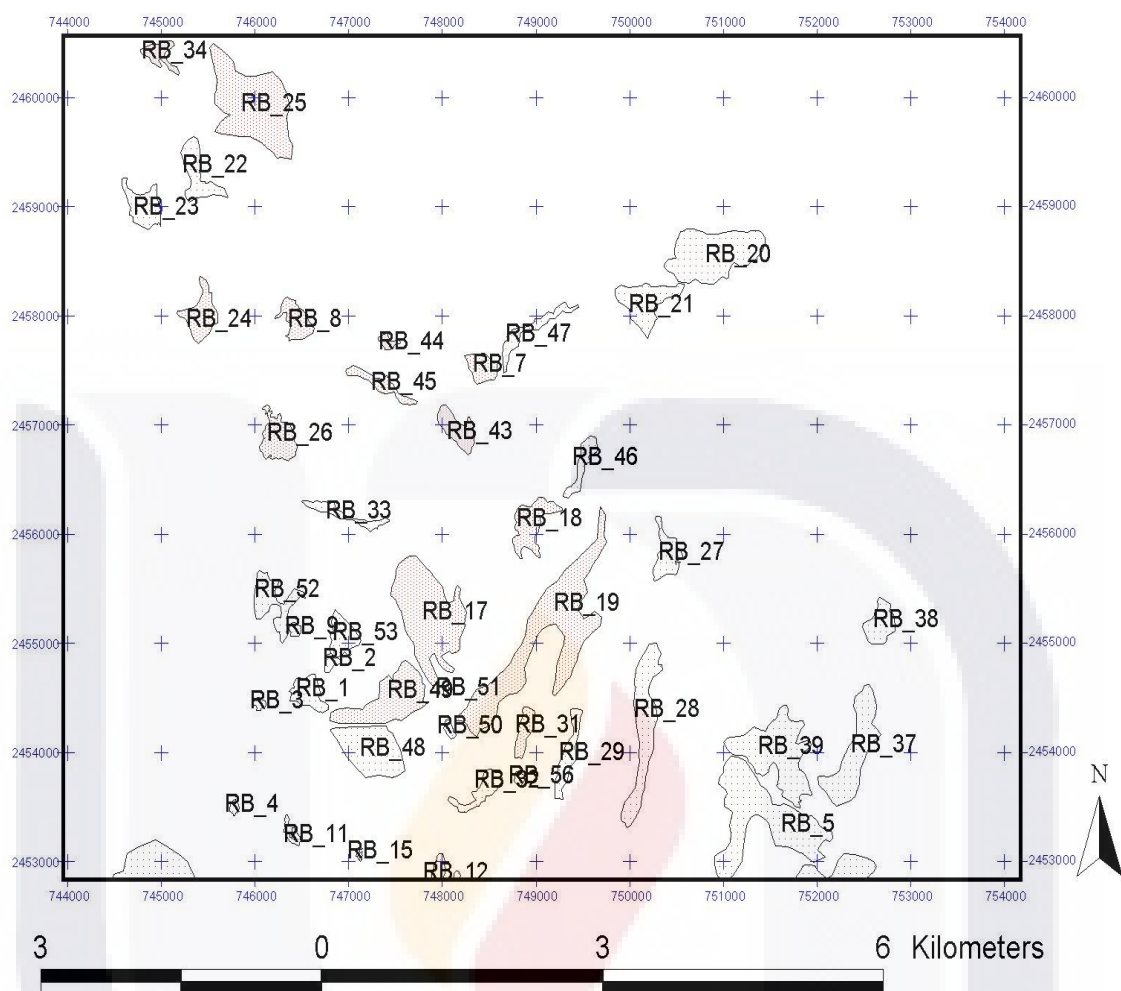


Figura 2.1 a)

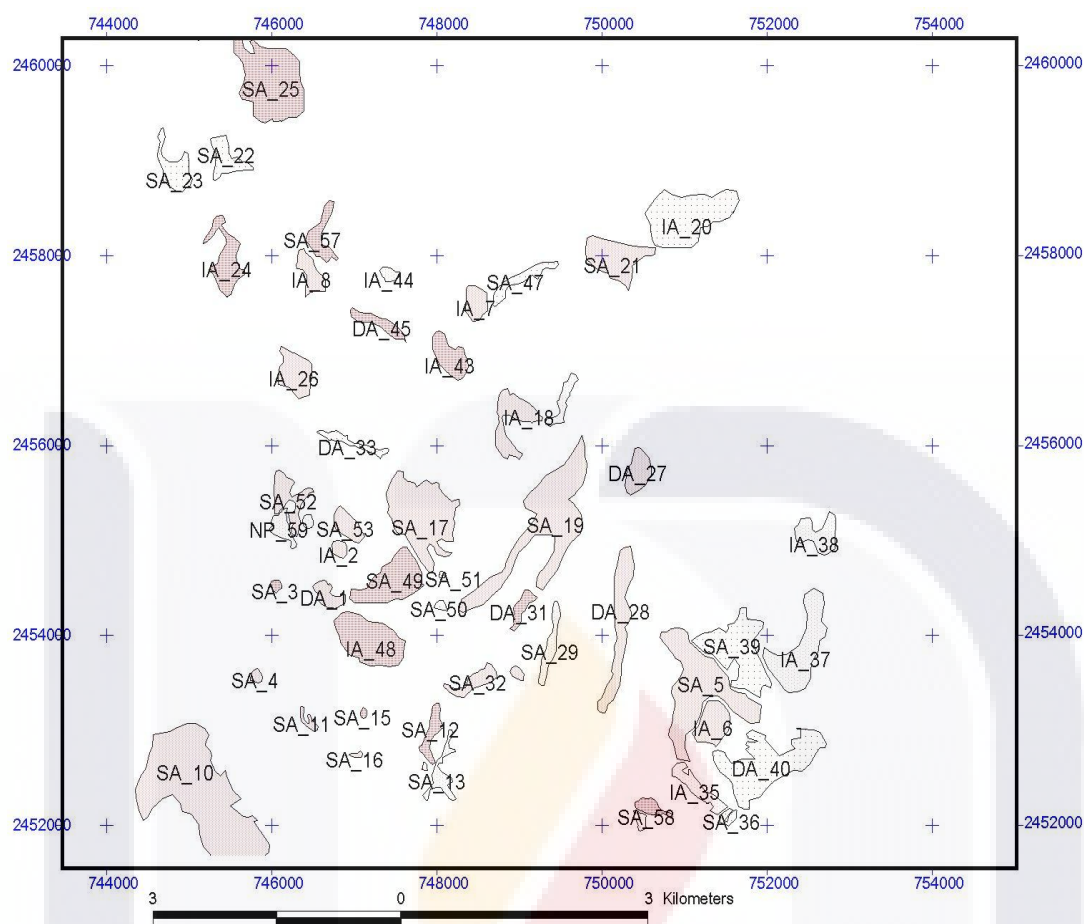


Figura 2.1 b)

Figura 2.1 a) Clasificación base (RB+No. De parche), para el análisis de cambios en cuanto a área. 2.1 b) Se muestra la clasificación del recorte de 1993, donde se observan parches que no muestran cambios visibles (SA), parches que incrementan su área (IA) y parches que la disminuyen (DA).

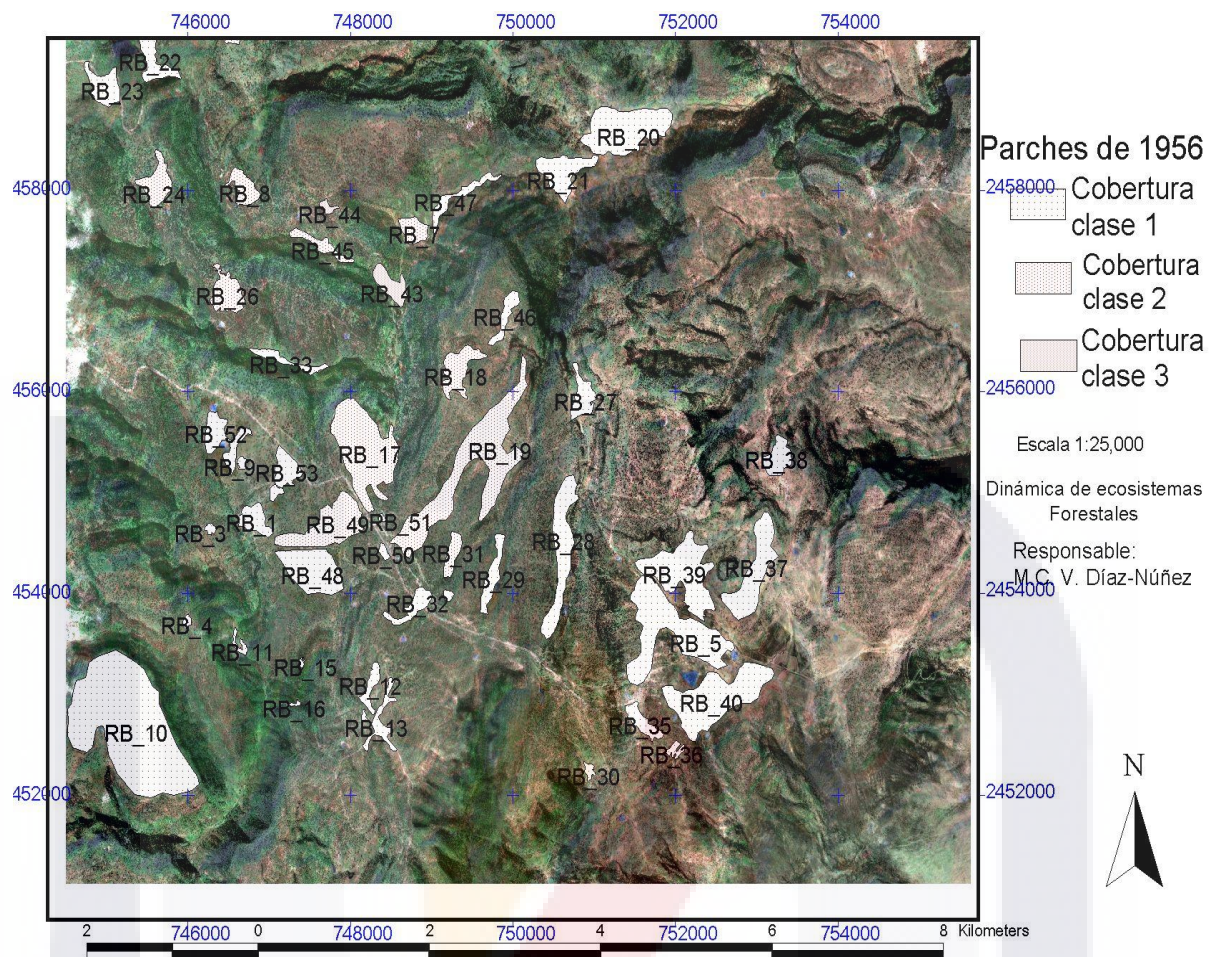


Figura 2.2 a)

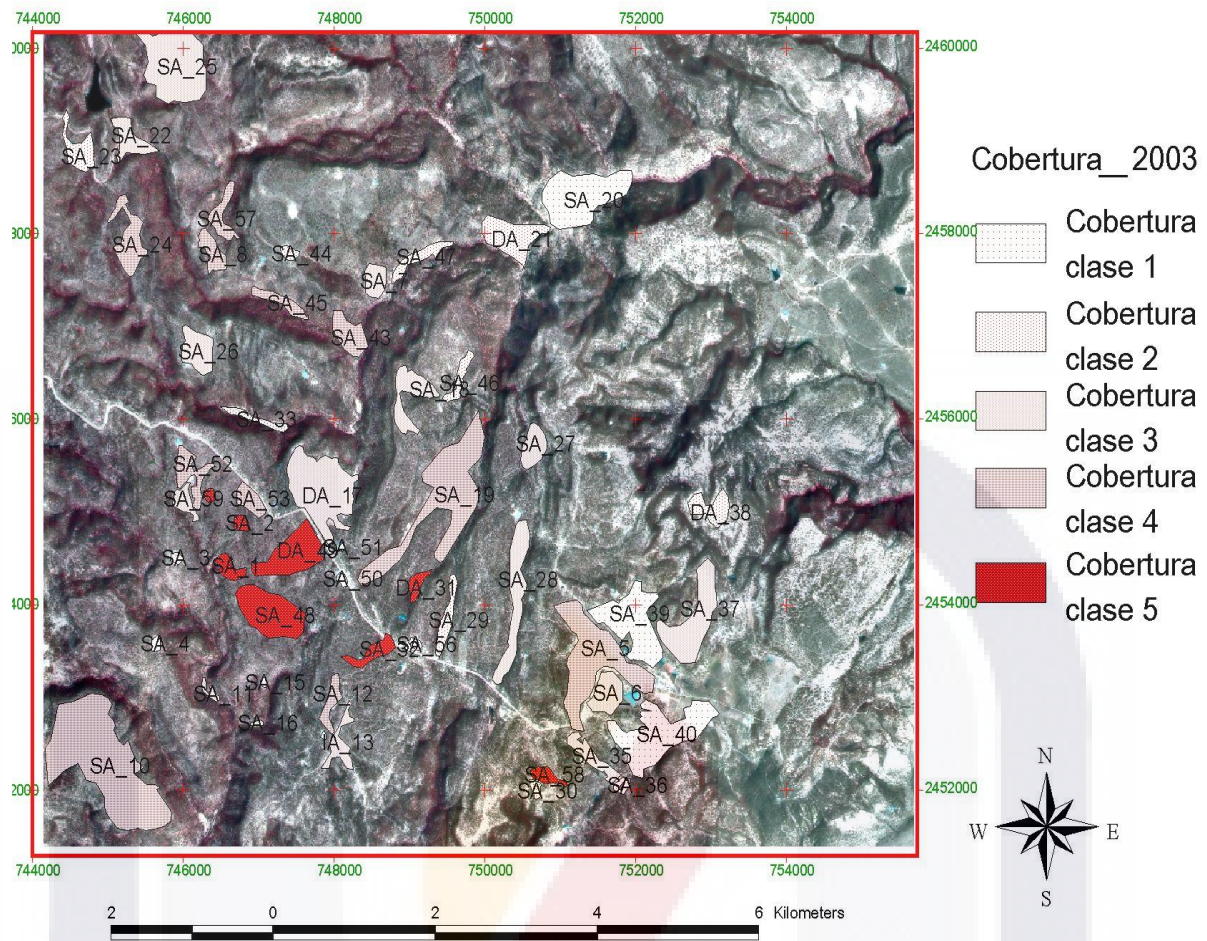


Figura 2.2 a). Esta figura muestra la clasificación por clases de cobertura en el mosaico fotográfico de 1993. 2.2 b) Clasificación de los parches detectados por clase de cobertura, pero en la imagen de 2003. Aunque la clasificación fue elaborada para los 4 periodos de análisis. La nitidez en el colorido de los parches indica cada una de las clases de cobertura definidas en el cuadro 2.1. De esta manera el color más nítido representa a los parches con la clase de cobertura $< 10\%$. Por el contrario, la mayor intensidad en el colorido (2003) manifiesta la clase más alta ($> 70\%$).

De acuerdo con Oliver y Larson (1996), un mismo parche forestal puede presentar tres evoluciones en cuanto a su forma: incremento en su área, una disminución de la misma, o huecos (gaps) dentro de su área (microfragmentación).

Para determinar el proceso de cambio del paisaje, se cuantificó el número total de parches por cada fecha de análisis, el tamaño (área) de cada parche y el número de parches que incrementaron y/o disminuyeron su área, lo que se traduce como una recuperación y/o degradación (DeClerck *et al.*, 2006).

El análisis de la información geográfica determinó que el periodo donde existieron más cambios visibles en cuanto al área de los parches fue 1970-1993. Para evaluar si había habido un cambio significativo en la superficie de los parches, se eligieron veinte parches que en ese periodo mostraron cambios en su extensión, y se comparó su superficie con una prueba pareada de T de Student. De cada fecha de análisis se seleccionaron aquellos parches que mostraron tanto incremento y/o disminución en área, posteriormente se desarrolló una regresión lineal (Steel y Torrie, 1980) para detectar tendencias de recuperación vs degradación en las fechas con mayores cambios en cuanto a tamaño de áreas de los parches cambiantes. Posteriormente, mediante una prueba de independencia de X^2 (Sokal and Rohlf, 1995) se evaluó si el número de parches que cambiaron o permanecieron en la misma clase de cobertura vegetal fueron independientes del periodo de estudio. Las transiciones de los parches hacia una clase más baja de la cubierta vegetal, se interpretaron como degradación de la vegetación, mientras que las transiciones hacia clases más altas se consideraron como recuperación de la cubierta vegetal en el paisaje.

2.2.4 Validación de la vegetación en los parches

Después del análisis espacial y temporal de las imágenes, en los parches que presentaron una recuperación a lo largo de las fechas analizadas se establecieron 20 parcelas de observación permanente tanto en la sabana como en el bosque mixto. En la primera zona, se dispusieron 20 parcelas uniformemente a lo largo de la sabana, dada la homogeneidad del paisaje, mientras que, en el bosque se dispusieron 20 parcelas de manera estratificada, distribuyéndose en altitudes variantes de 50 metros desde 2500 hasta 2650 msnm. Las parcelas consistieron en rectángulos de 16 x 16 m (256 m²), considerada el área óptima (Daget y Godron, 1982). La vegetación de cada parcela se caracterizó en función del número de individuos, especies y dominancia en los sitios. La identificación de especies fue hecha *in situ* de acuerdo a las claves propuestas por De la Cerda (1989) para encinares y Siqueiros (1989) para coníferas de la Sierra Fría y corroboradas en el herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HBUAA). Individuos con $DAP \geq 5$ cm y altura ≥ 1.50 fueron considerados como árboles mientras que aquellos colocados por debajo de los estándares se catalogaron como vegetación en regeneración. Para corroborar la antigüedad del parche, se determinó la edad del árbol dominante cuando este fue un pino o un junipero mediante el conteo de sus anillos de crecimiento, extraídos usando un taladro Pressler®.

2.3. Resultados

2.3.1 Número y tamaño de parches

El análisis de los mosaicos fotográficos de los diferentes periodos tanto para la sabana como para el bosque mixto, mostró que el número de parches se mantuvo muy constante a

través de los lapsos de tiempo evaluados (cuadro 2.3). Así mismo, el tamaño promedio de los mismos mostró poca variabilidad en la zona forestal.

Cuadro 2.3. Número de parches que disminuyeron, mantuvieron e incrementaron su área en el bosque mixto de la Sierra Fría, Ags

Fecha	Parches con disminución de área	Parches con mantenimiento de área	Parches con incremento en área	Área total (ha)	No. Total de parches
1956*	-----	-----	-----	-----	55
1970**	2	38	15	12309.23	57
1993	8	36	14	12630.50	58
2003	3	51	5	12636.89	59

* El periodo de 1956 se utilizó como referencia para delimitar los cambios en cuanto a superficie en los parches degradados en el paisaje de la Sierra Fría.

** En la fecha de 1970, se registraron 2 parches que en 1956 no aparecían, por lo que su incorporación al mantenimiento, disminución y/o incremento de área es visible hasta 1993

En el caso del bosque mixto, entre 1956 y 1970 se registró una ligera disminución en el número de parches; sin embargo, el área promedio por parche fue mayor en 1970. Aunque el número de parches aumentó en el análisis de las imágenes de 1993 y 2003, el área promedio disminuyó con relación a 1970 (Cuadro 2.3). En 1970, el porcentaje de parches que mantuvo la misma área que poseían en 1956 fue de 69 %, 27% la incrementó y solo el 4 % la disminuyó. El análisis de la imagen de 1993, muestra que 62 % de los parches existentes en 1970 mantuvo el área después de 23 años de transición, 24 % incrementó su área y el 14 % la disminuyó. Para el año 2003, la cantidad de parches que mantiene el área es mayor que en los periodos anteriores, esto probablemente se deba a que muchos de los fragmentos que existían en los periodos anteriores se estabilizaron en su cambio de tamaño para el último periodo analizado (figura 2.3), aún cuando en su interior si muestran cambios en cuanto a cobertura (Kennedy and Spies, 2004; Hummel y Cunningham, 2006). No encontramos casos en los que hubiera retrocesos, es decir, donde un mismo parche aumentara de área y luego la disminuyera.

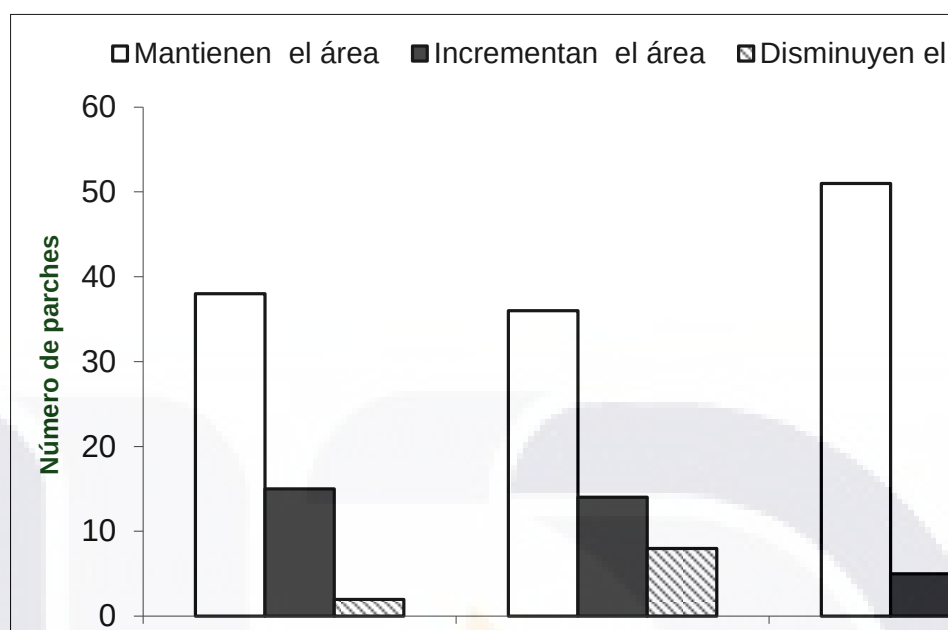


Figura 2.3. Cambio del paisaje en 50 años de transición. En la figura se presentan los procesos de mantenimiento, incremento y disminución en el área de los parches detectados en el bosque mixto de la Sierra Fría, Ags.

El análisis espacial muestra que los principales cambios se manifestaron en el periodo comprendido entre 1970 y 1993. Sin embargo, al comparar la superficie de un grupo de 20 parches que en ese periodo aumentaron o disminuyeron de tamaño, no se encontraron diferencias significativas en el tamaño de los parches ($T_{pareada} = -1.622$; g.l. = 21; $P = 0.120$). Durante el periodo de 1970-1993 se presentó un incremento y disminución de parches en mayor magnitud; sin embargo, con la regresión realizada no se detectaron tendencias en cuanto a recuperación y/o degradación, lo cual indica que no existieron modificaciones significativas en el tamaño de los parches cambiantes ($R = 0.0284$, $P = 0.918$).

2.3.2 Transición en la cobertura de los parches

En el total de parches analizados en la sabana de la Sierra Fría, 27 (61.4%) se mantuvieron sin cambios visibles durante los 53 años incluidos en el análisis de las imágenes. De éstos, 14 (31.8 %) permanecieron en la clase de cobertura más baja (< 10 %). Tres parches en la categoría de cobertura entre 11 y 30 %, en tanto que cuatro parches se mantuvieron en la máxima cobertura. En esta zona geográfica el número de parches que cambiaron o permanecieron en la misma cobertura fue totalmente independiente del periodo de estudio ($X^2 = 0.09$, d. f. = 1, $p = 0.8$). De los parches identificados en 1942, tres (5%) presentaron una evolución positiva ligera, es decir, una recuperación en su cobertura. Dos parches (3%) se recuperaron ligeramente entre 1942 y 1970, pero, para 1993 retrocedieron a su cobertura original de 1942 (evolución negativa,). En términos generales, 13 (22 %) de los parches detectados en 1942 se degradaron ligeramente a partir del año de 1970 (evolución negativa; cuadro 2.4), y para el periodo final, hubo más parches que presentaron alguna degradación, que parches con recuperación.

Cuadro 2.4. Arreglo matricial para el análisis de los fragmentos de la sabana de la Sierra Fría, Ags.

Fechas de análisis	Clases	Segunda fecha (1970)					Tercera fecha (1993)				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Primera fecha (1942)	1	14					14				
	2		4				1	3			
	3		2	7	2			4	5	2	
	4			1	4				3	1	1
	5				3	6				5	4
Tercera fecha (1993)	1	14	1								
	2		5	2							
	3			4	4						
	4			2	4	2					
	5				1	4					

En el bosque mixto, entre las fechas de 1956 y 1970, 25 parches (45 %) de los detectados inicialmente se mantuvieron sin cambios visibles, de ellos, 22 (88 %) se mantuvieron con una cobertura arbórea < 10%, en tanto que 3 (12 %) lo hicieron en una cobertura entre el 11 y el 30 %. En el periodo comprendido entre 1956 y 2003, 13 parches (22 % del total inicial) experimentaron una recuperación de ligera a moderada, pero solo cuatro de ellos mantuvieron la tendencia hacia la recuperación total, el resto de los parches (8) se estabilizó hacia 1993. En el periodo de 1970-2003, 13 parches (22 %) incrementaron su cobertura, de ellos, tres parches manifestaron una recuperación abrupta de la vegetación al pasar de la clase más baja hasta la máxima cobertura de sitio (> 70 %; ver el cuadro 2.5).

Cuadro 2.5. Arreglo matricial para el análisis de los parches en el bosque mixto de la Sierra Fría, en Ags. México.

Fechas de análisis	Clases	Segunda fecha (1970)					Tercera fecha (1993)					Cuarta fecha (2003)				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Primera fecha (1956)	1	25	5	3	1		14	8	10	4		12	5	8	4	4
	2		10	5	1		1	1	8	4			2	6	6	2
	3			4	3			2	3	3			2	3	2	3
	4															
	5															
Tercera fecha (1993)	1	13	1	1												
	2	9	1	1	1											
	3	2	12	6	1											
	4	2	2	4	1											
	5															
Cuarta fecha (2003)	1	11		2			8		2	2						
	2	5	2		1		4	4	2							
	3	7	4	6	2		2	6	10	2						
	4	2	6	2	2			2	4	5						
	5	2	2	3			1	1	1	3						

* La lectura horizontal de la matriz indica que el número de fragmentos superior a la franja marcada en gris, indica que ha existido una recuperación. El número de fragmentos en al área inferior a la franja marcada en gris indica una degradación en la cobertura de los parches.

** La lectura vertical de la matriz indica que el número de fragmentos superior a la franja marcada en gris, manifiesta que ha existido una degradación. El número de fragmentos en

al área inferior a la franja marcada en gris indica una recuperación en la cobertura de los parches

En la imagen de 1993 se detectó un nuevo parche, que experimentó una ligera recuperación para el 2003. Dos parches que en 1993 tenían una cobertura forestal pobre experimentaron una recuperación total de la vegetación. Lo contrario ocurrió en igual número de fragmentos, donde se observa una pérdida total de la vegetación, probablemente por cambio de uso del suelo en una superficie de 21 ha. En general, los parches en la región de bosque mixto presentaron mayor dinámica y una mayor tendencia a la recuperación, lo que se puede verificar en la matriz que contrasta el periodo inicial con el periodo final (panel superior derecho del cuadro 2.5). La proporción de parches que cambiaron en la categoría de cobertura de vegetación dependió del periodo de estudio analizado ($X^2=12.1$, g.l = 2, $p = 0.002$)

2.3.3 Vegetación en sitios en proceso de recuperación

La zona de la sabana está dominada por los encinos blancos *Quercus potosina* y *Quercus grisea*, aunque en las cañadas y principalmente lugares con exposición Norte y laderas con pendiente > 15 % se encuentra al encino rojo *Quercus eduardii*. Otras especies encontradas fueron *Phytocellobium leptophyllum*, y *Dodonaea viscosa*, estas dos últimas consideradas como especies abundantes en áreas con alto índice de disturbio (Khalil-Gardezzi *et al.*, 2000), aunque en el caso de *D. viscosa*, es una especie que puede favorecer la sucesión de especies primarias (Ramos-Montaño, 2002; Martínez-Pérez *et al.*, 2006).

En el 80 % de las parcelas en la zona forestal la especie dominante es *Juniperus deppeana* Steud, localmente conocido como “táscate” con áreas basales que van de 0.124 hasta 0.782

m²/sitio, principalmente en lugares planos o con pendientes menores a 20 %, mientras que *Arctostaphylos pungens* Kuntz fue dominante en 20 % de las parcelas establecidas donde las pendientes oscilan entre 15 y 25 %. Solamente en tres parcelas se encontró a *Quercus potosina* asociada con *Juniperus deppeana*. El análisis de los anillos de crecimiento mostró que en el 77 % (15/20) de las parcelas donde *Juniperus deppeana* fue dominante la edad promedio de los árboles analizados fue de 54±8.6 años, lo que coincide con el inicio de recuperación de la vegetación.

2.4. Discusión

Es posible que el ligero aumento en el número de parches tanto en la sabana como en la zona forestal esté asociado con las diversas actividades de manejo como la extracción de leña, madera muerta y ganadería (Borman, 2005) practicadas en la Sierra Fría; de igual manera, con la influencia de factores bióticos como insectos (Díaz-Núñez et al., 2006) y enfermedades (Oliver y Larson, 1996). En un estudio similar realizado en un bosque mixto de Oregón, EE UU, Kennedy y Spies (2005) detectaron una disminución en el número de parches en el paisaje; sin embargo, es probable que esto se deba a que en ese lugar la topografía es más accidentada que en nuestra área de estudio, lo que dificulta el desarrollo de las actividades de manejo (ganadería, extracción de madera, agricultura, etc.) y favorece el proceso de sucesión y recubrimiento de vegetación dentro de los parches. En nuestro caso, los parches que conservan una buena cobertura forestal (>50%), se ubican principalmente en condiciones topográficas abruptas, lo que probablemente influya para la conservación de la vegetación, como lo plantean tanto Borman (2005), como Kennedy y Spies, (2005). Por otra parte, no existen diferencias significativas en cuanto al tamaño de

los parches, por lo que no existe una tendencia a la disminución de su área, lo que indica que si ha existido una recuperación, esta ha sido muy lenta, diferente a lo reportado por Minnich *et al.*, (1994), pero coincidente con lo reportado por Kennedy y Spies (2005) en cuanto al recubrimiento de los parches, pues en su interior existe un proceso de cicatrización, similar a lo propuesto por Oliver y Larson (1996).

Minnich *et al.*, (1994) mencionan que la presión humana ejercida sobre la Sierra Fría cesó hacia la década de 1950 y que se esperaba que el paisaje estuviera en vías de recuperación hacia 1970; sin embargo, nuestros resultados muestran que no fue sino a partir de 1993 que el paisaje muestra cambios relativamente importantes. Es fundamental considerar dos aspectos. Por un lado, la diferencia en la duración de los procesos. Entre 1956 y 1970 transcurrieron 14 años, mientras que entre 1970 y 1993 hubo un lapso de 23 años, por lo que este último mayor periodo pudo beneficiar que los parches presentaran una mayor cobertura vegetal (recuperación). El segundo aspecto a destacar es que si bien el paisaje ha presentado una recuperación en los fragmentos existentes, la regeneración no es tan rápida como lo manifiestan Minnich *et al.*, (1994). En el periodo de 1993-2003, la cantidad de parches que mantienen el área del claro respecto al periodo 1970-1993 es mayor, en tanto que disminuye de manera importante el número de parches que incrementaban su área en los periodos anteriores, similar a lo ocurrido con los parches que disminuían su área al menos en el periodo de 1970-1993, lo que significa que el paisaje tiende a una estabilidad. Este fenómeno de recuperación probablemente esté asociado a dos procesos fundamentales, por un lado al decreto de la Sierra Fría como Área Natural Protegida (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994) y por otro, a la disminución del área agrícola ocupada por viñedos

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

(Sosa-Ramírez, 1998), demandantes de una importante cantidad de madera, cuya fuente era la Sierra Fría (José de Luna, com. pers.).

Probablemente los cambios que han ocurrido en la recuperación de la cubierta vegetal en los parches con menor cobertura vegetal se deba al manejo que los paisajes de la Sierra Fría han experimentado durante las últimas décadas, relacionado con la hipótesis planteada por Forman (1995), quien sugiere que la intensidad de las actividades de manejo y la topografía en el paisaje incrementan o disminuyen el tamaño y la complejidad de los parches. En los parches donde la cobertura fue mínima, esta se mantiene a través del tiempo, en tanto que los procesos tanto de recuperación como de la degradación son notorias en coberturas superiores al 30 %, probablemente por patrones de perturbación-recuperación-perturbación, como lo señalan Franco-Maass *et al.*, (2006). En los parches donde la cobertura arbórea es pobre, los cambios son muy ligeros, probablemente como consecuencia de que los sitios siempre hayan tenido una baja cubierta forestal dadas las actividades ganaderas y por otra, que la cobertura es tan baja que se haya roto la resiliencia del ecosistema y que sea necesaria una restauración del mismo (Rey-Benayas *et al.*, 2008). A partir de este estudio y con los resultados obtenidos, se genera la inquietud de conocer las causas que impiden o retrasan la recuperación de la vegetación en los parches altamente perturbados.

En la sabana de la Sierra Fría los parches fueron muy poco dinámicos pues los cambios experimentados fueron mínimos, en tanto que en el paisaje forestal los parches mostraron un mayor dinamismo. Las probables causas de ello podrían ser una topografía plana o ligeramente ondulada en la sabana y, por ello, un uso pecuario intenso, en cambio sierras altas asociadas con cañadas y cañones con pendientes más fuertes en el bosque (Kennedy y Spies, 2005). Por otro lado, la diversificación de las actividades de manejo que en la sabana

consisten en la crianza de ganado de lidia y carne y en algunos casos la explotación forestal (Sosa-Ramírez *et al.*, 2004), factores relacionados con una profunda transformación en la cubierta forestal (Borman, 2005). En el bosque mixto, en cambio, se practica la ganadería extensiva y de baja densidad, extracción de madera muerta, cacería cinegética y saneamientos forestales para el control de plagas y enfermedades (Díaz-Núñez *et al.*, 2006) que trae como consecuencia el dinamismo tanto al exterior como al interior de los parches. Es importante recalcar que si bien estas actividades modifican la cobertura vegetal, no la transforman, por lo que el terreno mantiene la cobertura forestal.

Los vestigios de encinos y pinos aislados en los parches aforestados en la actualidad hacen suponer que esta vegetación era dominante antes de los disturbios ocurridos durante el periodo de 1920-1940 de acuerdo con la hipótesis planteada por Minnich *et al.*, (1994). En las parcelas ubicadas en sitios en las fases iniciales de la sucesión no se ha recuperado lo que se supone sería la vegetación original, lo que probablemente esté relacionado con factores bióticos como enfermedades en encinares y coníferas (Wargo, 1995; Díaz-Núñez *et al.*, 2006) o con actividades de manejo como sobrepastoreo, lo que dificulta la germinación de varias especies de encinos (Gribko *et al.*, 2002; Foster y Tilman, 2003). En el área de bosque mixto se presentan dos grandes hipótesis. La primera radica en que probablemente al excluir de los grandes ungulados aquellos sitios que fueron alterados pero que muestran patrones de recuperación sea posible lograr una regeneración de las especies primarias en bosques mixtos (*Pinus* spp. y *Quercus* spp), como lo demuestran Kuiters y Slim (2002) y Borman (2005). Por otra parte, varias especies de encinos en su etapas tempranas no resisten la luz solar directa, por lo que probablemente *J. deppeana* y *A. pungens* podrían constituir la primera etapa de sucesión, para dar paso a las especies

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

originales (Van Lear, 2004), esto, de acuerdo a los vestigios de vegetación encontrados en la zona de estudio.

2.5. Implicaciones en el manejo de ecosistemas

Nuestros resultados tienen varias implicaciones en el manejo de ecosistemas forestales. Por ejemplo, aunque la mayoría de los parches ha evidenciado una recuperación en la cubierta forestal, el desplazamiento de lo que se cree que originalmente hayan sido encinares (*Quercus* spp.) y pinos (*Pinus* spp.) y la colonización de esos sitios por comunidades de *Juniperus deppeana* y *Arctostaphylos pungens*, reduce el hábitat y alimento de especies de fauna nativa, como en el caso del tecolote moteado (*Strix occidentalis lucida*), (Márquez-Olivas *et al.*, 2002), guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*) y venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (Gribko *et al.*, 2002). Por otra parte, muchos de los esfuerzos ecológicos en la actualidad se enfocan a la restauración de ecosistemas. Particularmente en México se invierte gran cantidad de recursos económicos en la reforestación de sitios aparentemente degradados (CONAFOR, 2007); sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio sugieren que durante 56 años de evolución los parches mostraron una importante diversidad en cuanto a su comportamiento. En aquellos donde se encontró una tendencia a la recuperación, sugieren escenarios en los que no es necesario llevar a cabo ninguna actividad para asegurar su recuperación, mientras que en aquellos en donde se mantuvieron durante todo el periodo en un estado pobre de cobertura arbórea, o que presentaron una degradación, sería pertinente sugerir labores concretas de restauración, luego de identificar las causas que inhiben su recuperación (Chazdon, 2008).

2.5. Conclusiones

En las áreas estudiadas se presentan procesos simultáneos de recuperación-degradación, aunque estos no han sido homogéneos tanto en la sabana como en el bosque. El proceso de recuperación se presenta principalmente entre 1974 y 1993, puede estar asociado a la reducción en la utilización del combustible vegetal, para dar paso a los combustibles minerales. La disminución en la densidad del arbolado es notable en algunos sitios para la fecha de 1993, sobre todo en los rodales de cobertura media, lo que puede deberse al aumento de la actividad ganadera en la zona, lo que dificulta el proceso de la regeneración del arbolado. Los procesos de recuperación se presentan principalmente en el periodo de 1974 a 1993, y los procesos de degradación se presentan tanto en el primer periodo como en el segundo. La dinámica del paisaje en campo, muestra que la presencia de especies indicadoras de disturbio en la sabana también favorecen la sucesión de especies primarias como un indicador de recuperación de la vegetación original. En el bosque mixto, en 56 años de transición no se ha recuperado la vegetación original; sin embargo, es probable que tanto *J. deppeana* como *A. pungens* que son las especies dominantes en los sitios aforestados, constituyan la primera etapa de la sucesión ecológica y que posteriormente estas sean desplazadas tanto por *Pinus* spp., como por *Quercus* spp. En la sabana, la expansión de las actividades agropecuarias (ganado de lidia y carne) parecen inducir la degradación de los parches, mientras que las actividades de uso forestal (incluyendo la ganadería extensiva) permiten la recuperación de los parches en la zona forestal.

Agradecimientos

A Daniel Chapa-Bezanilla por facilitar los mosaicos armados para los dos primeros periodos de análisis; Nahum Hernández-Quiroz por su apoyo en el trabajo de campo, Carlos Zermeño-Benítez apoyó con los análisis fotográficos. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) Mexicano por el financiamiento otorgado.

Referencias bibliográficas

- Avery, T. E., 1968. Interpretation of Aerial Photographs. Burguess Publ. Co.
- Borman, M.M., 2005. Forest stand dynamics and livestock grazing in historical context. Conservation Biology 19, 1658-1662.
- Burel, F, and J. Baudry. 1999. Landscape ecology: concepts, methods and applications. Lavoisier, Paris. France. 325 p.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2007. Programa institucional 2007-2012. 62 p. online <http://www.conafor.gob.mx> . Consultado en Octubre de 2009.
- Challenger, A., 2003. La situación actual del medio ambiente en Veracruz: los servicios ambientales y la conservación ecológica. Memoria del primer Simposio-Taller Internacional sobre servicios ambientales en el estado de Veracruz, del 11-14 de Mayo de 2003.

- Chapa Bezanilla D., Sosa-Ramírez J. y de Alba-Ávila A., 2008. Estudio Multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques*. 14, 37-51.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forest and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320, 1458-1460.
- Daget, Ph. & Godron, M., 1982. Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés. Masson, Paris, 163p.
- De la Cerda, M. E., 1989. Encinos de Aguascalientes. Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- DeClerck, F., Ingram, J. C., Ingram, and C. M. Rumbaite-del Río. 2006. The role of ecological theory and practice in poverty alleviation and environmental conservation. *Front Ecol Environ* 4, 533-540.
- Díaz-Núñez, V., Sánchez-Martínez, G., and Gillette, N. E., 2006. Response of *Dendroctonus mexicanus* (Hopkins) to two optical isomers of vervenone. *Agrociencia* 40, 349-54.
- Environmental Systems Research Institute. <http://www.esri.com/products/index.html>
- Flores-Villela, O. y Gerez, P., 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Forman, R.T.T. 1995. Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. New York.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons. N. Y. USA 3: 83-119.

- Foster, D.R. 1988. Disturbance history community organization and vegetation dynamics of the old-grow Pisgah forest south-western New Hampshire, USA. *Journal of Ecology* 76, 105-134.
- Foster, D.R. 1995. Land use history and four hundred years of vegetation change in New England. In: Turner BL II, Gómez-Sal, A., Gonzalez-Bernaldez, F., and Di Castri, F., editors. *Global land use change: a perspective from the Colombian Encounter*. Madrid. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. pp. 253–317.
- Foster, B. L. and Tilman, D. 2003. Seed limitation and the regulation of community structure in oak savanna grassland. *Journal of Ecology* 91, 999-1007.
- Franco-Maass, S., Regil-García, H.H. y Ordoñez-Díaz, J.A.B. 2006. Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el parque nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12: 17-28.
- Gobierno del Estado de Aguascalientes. 1994. Declaratoria del Área Natural protegida Sierra Fría, Aguascalientes, *Diario Oficial Ags.* Tomo LVII, No. 5. Órgano del Gobierno Constitucional del Estado.
- Gómez-Pompa, A. 1985. Los recursos bióticos de México (Reflexiones). INIREB y Alhambra Mexicana, México.
- Grau, M. R., Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Thomlinson, J. R., Elmer, E. and Zou, Z. 2003. The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico. *BioScience* 56: 1159-1168.

- Gribko, L. S., Schuler, T. M., and Ford, W. M. 2002. Biotic and abiotic mechanisms in the establishment of northern red oak seedlings: a review. Gen. Tech. Rep. NE-295. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 18 p.
- Heilman, G.E., Strittholt, J.R., Slosser, N.C., and Dellasala, D.A. 2002. Forest fragmentation on the conterminous United States: assesing forest intactness through road density and spatial characteristics. *Bioscience* 52: 411-422.
- Hummel, S., and Cunningham, P. 2006. Estimating variation in a landscape simulation of forest structure. *Forest Ecology and management* 228, 135-144.
- Jardel-Peláez, E. J., Santiago-Pérez, A. L., Santiago-Pérez, Cortez-Montaña, C., y Castillo-Navarro, F. 2004. Sucesión y dinámica de rodales. En: Cuevas-Guzmán, y E. J. Jardel-Peláez. *Flora y vegetación de la estación científica Las Joyas* (eds.). pp. 179-203.
- Kennedy, R. S. H., and Spies, T. S. 2004. Forest cover changes in the Oregon Coast Range from 1939 to 1993. *Forest Ecology and Management* 200, 129-147.
- Kennedy, R. S. H., and Spies, T. S. 2005. Dynamics of hardwood patches in a conifer matrix: 54 years of change in a forested landscape in Coastal Oregon, USA. *Biological Conservation* 122, 363-374.
- Khalil-Gardezi, A., Cetina-Alcalá, V. M., Talavera-Magaña, D., Ferrera-Cerrato, R., Rodriguez-Neave, F., y Larque-Saavedra, M. 2000. Efecto de inoculación con endomicorriza arbuscular y dosis creciente de fertilización fosfatada en el crecimiento de chapulixtle (*Dodonaea viscosa*). *TERRA Latinoamericana* 18: 153-159.

- Kleijn, D., Baquero, R.A., and Clough, Y. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecological letters* 9, 243-254.
- Kuiters, A. T., and Slim, P. A., 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation* 105, 65-74.
- McPeherson, G.R. 1997. *Ecology and Management of North American Savannas*. The University of Arizona Press. 208p.
- Marcano-Vega, H., Michell, A., and Báez, B. 2002. Forest regeneration in abandoned coffee plantations and pastures in the cordillera central of Puerto Rico. *Plant Ecology* 161: 75-87
- Márquez-Olivas, M., Tarango-Arámbula, L. A. y Mendoza-Martínez, G. D. 2002. Caracterización del hábitat del tecolote moteado mexicano. *Agrociencia* 36: 541-546.
- Martin, P. H., Sherman, R. E., and Fahey, T. J. 2004. Forty Years of Tropical Forest Recovery from Agriculture: Structure and Floristics of Secondary and Old-growth Riparian Forests in the Dominican Republic. *Biotrópica* 36, 297-317
- Martínez-Pérez, G., Orozco-Segovia, A., y Martorell, C. 2006. Efectividad de algunos tratamientos pre-germinativos para ocho especies leñosas de la mixteca alta oaxaqueña con características relevantes para la restauración. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79: 9-20.
- Minnich, R. A., Sosa Ramírez, J., Franco, V. E., Barry, W. J. y Siquéiros, M. E. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades

- humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia* 12, 23-29.
- Minnich, R.A., Barbour, M.G., Burk, J.H., and Sosa-Ramírez, J. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Journal of Biogeography* 27, 105-129.
- Oliver, C.O., and Larson, B.C. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons. Update edition. pp. 88-142.
- Pickett, S.T.A. & P.S. White. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Inc. San Diego, Ca. 470 p.
- Ramos-Montaña, C. 2002. Producción de hojarasca en *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) un mecanismo que facilita la sucesión primaria. *Acta Biológica Colombiana* 7: 53-56.
- Rey-Benayas, J.M. 2005. Restoration after land abandonment. In: Mansourian, S., Vallauri, D., and Dudley, N. (Eds). *Forest restoration in landscapes : beyond panting trees*. New York, NY. Springer. 477 p.
- Rey-Benayas, J.M., Bullock, J.M., and Newton, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front Ecol Environ* 6, 329-336.
- Siquéiros, D. M. E. 1989. “Coníferas de Aguascalientes”, Universidad Autónoma de Aguascalientes, pp. 1-68.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York. 887 pp.
- Sosa-Ramírez, J. 1998. *Agua y sustentabilidad en Aguascalientes. Tres ensayos*. CIEMA/OCA. Grupo impresor México. S.A. 117 p.

- Sosa-Ramírez, J., de Alba-Ávila, A., Zavala-Arias, P., Luna-Ruiz, J., Flores-Ancira, E. 2004. Diversidad, productividad y manejo de ecosistemas pastizales-encinares de la Sierra Fría. Informe Técnico Final SIHGO-CONACYT. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 119 p.
- Steel, R. D., and J. H. Torrie. 1980. Principles and procedures of statistics, 2dn edition. McGraw-Hill, New York. 481 p.
- Tinker, D., Resor, C., Beauvais, G., Kipf-Mueller, K., Fernádes, C., and Baker, W. 1998. Watersher analisys of forest fragmentation by clear cuts and roads in a Wyoming forest. Landscape Ecology 13: 149-165.
- Toledo, V.M., Carabias, J., Toledo, C., and González-Pacheco, C. 1989. La producción rural en México: Alternativas ecológicas. Colección medio ambiente, núm.6. Fundación Universo Veintiuno, México. 402p.
- Van Lear, D. H. 2004. Upland Oak Ecology and Management Gen. Tech. Rep. SRS-73. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. pp. 65-71
- Velázquez, A., Mas, J. F. y Palacio, J. L. 2001. Análisis del cambio de uso del suelo. Instituto Nacional de Ecología-Instituto de Geografía, UNAM (Informe técnico) (www.ine.gob.mx) .
- Wargo, P.M. 1995. Disturbance in forest ecosystems caused by pathogens and insects. *In*: Forest health through silviculture. Proceedings of the National Silviculture Workshop.1995. Mezcalero, N.M. Gen. Tech. Rep. R.M. GTR. 267. RMRS. pp. 20-25

CAPÍTULO III

DINÁMICA Y PATRONES SUCESIONALES DE LA VEGETACIÓN, EN UN PAISAJE ALTERADO EN LA SIERRA FRÍA, EN AGUASCALIENTES, MEXICO

RESUMEN

El paisaje en la Sierra Fría, en Aguascalientes, México, ha cambiado en respuesta tanto a distintos disturbios, como a los niveles con que estos han afectado al área en cuestión. Para los propietarios y manejadores de este ecosistema, es fundamental la información acerca del proceso de cicatrización subsecuente a los disturbios, tanto para conservar el ecosistema, como para tratar de revertir los efectos y las secuelas de los fenómenos que afectan al ecosistema. Por lo anterior se llevó a cabo un estudio, a dos escalas, primero en imágenes satelitales y posteriormente en campo para describir la trayectoria y los patrones sucesionales de la vegetación en sitios con secuelas visibles de disturbio, pero en proceso de recuperación de la cubierta forestal. Para este efecto se establecieron treinta parcelas de observación de la vegetación de 256 m², distribuidas en diez fragmentos del paisaje, con signos de recuperación de la cubierta forestal. En cada parcela se midieron variables dasonómicas de la vegetación, ambientales y de uso del terreno que pueden influir sobre el desarrollo de la vegetación. En el 80 % de las parcelas analizadas, la vegetación está compuesta principalmente por *J. deppeana* y *A. pungens*, consideradas como pioneras en la recuperación del paisaje después de una perturbación. En 15 % de las parcelas, la trayectoria sucesional describe a *Q. potosina* y *Q. rugosa*, como la segunda etapa de la sucesión ecológica, sobre todo en los lugares más alejados de la influencia humana. El resto, no posee vegetación.

Palabras claves: Paisaje, disturbios, dinámica, recuperación, sucesión ecológica

**VEGETATION DYNAMICS IN DISTURBED LANDSCAPE AT THE SIERRA
FRIA IN AGUASCALIENTES, MEXICO**

ABSTRACT

Landscape in Sierra Fria, in Central Mexico, in Aguascalientes State, has changed in response to past disturbances. Disturbance type and severity might influence landscape changes deeply. For both land-owners and managers in this area is very important to understand the process after the disturbance, for establish conservation planes and trying to revert the disturbance effects and sequels on ecosystem. We conducted a study to evaluate the succession trajectory of vegetation and its relation with landscape, and we established thirty site plots of 256 m² distributed on ten patches of Sierra Fria landscape with signs of forest recovery. In each site, we measured dasonomical variables of vegetation such as DBH, high, age of dominant tree, and both, environmental and land use with probable influence of vegetation development. In 80 % of studied plots vegetation was dominated by alligator juniper (*Juniperus deppeana*), and manzanita (*Arctostaphylos pungens*). These two species act as pioneers in the landscape recovery after perturbation, at least in this zone. In 15 % of plots, vegetation is dominated by two species of oaks, *Q. potosina* and *Q. rugosa* . Apparently, these plots represent a more advanced stage of succession, mainly in sites out of of human in present time.

Key words: *Landscape, disturbance, dynamics, forest recovery, ecological sucesión.*

3.1 Introducción

En la actualidad es muy común referirse a la estabilidad, como una propiedad de los ecosistemas, mismos que son afectados por alteraciones naturales o antropogénicas. Los bosques son sistemas ecológicos complejos y dinámicos (Oliver y Larson, 1996), en los que solamente mediante observaciones por periodos prolongados es posible apreciar los cambios en su estructura y composición de especies (Kennedy y Spies, 2004; Jardel-Peláez *et al.*, 2004). La dinámica de la vegetación en los paisajes, es determinada en amplia medida, por procesos de disturbio y sucesión (Granados-Sánchez y López-Ríos, 2001; Kennedy y Spies, 2004), teniendo como intermediarios a factores fisiográficos (ej. topografía, suelos y clima) y bióticos (disponibilidad de semillas y propágulos), pero también al efecto de la herbivoría, ya sea como depredadores o como fuentes de dispersión (Krebs, 1993).

De acuerdo a la definición acuñada por Pickett y Withe (1985), un disturbio es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo, que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad del sustrato o del ambiente físico. En este mismo sentido, las especies y comunidades siempre han permanecido bajo diversos regímenes de disturbio, ya sea de carácter natural o antropogénico (Minnich *et al.*, 2000). Por otra parte, los disturbios juegan un papel esencial en el mantenimiento de la diversidad en los ecosistemas (Tilman, *et al.*, 2001) al generar un reciclamiento de los nutrientes y propiciar la regeneración en los sitios que han sido alterados (Minnich *et al.*, 2000; Jardel-Peláez *et al.*, 2004).

La sucesión ecológica, es entendida como el cambio en la composición de especies, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas forestales a través del tiempo (Huston,

1998). Esos cambios son precisamente debidos a fenómenos de alteración del ecosistema, como podrían ser incendios, tormentas e inundaciones, deslaves, aprovechamientos forestales y brotes epidémicos de plagas y enfermedades (Oliver y Larson, 1996; Díaz-Núñez, 2005).

Tanto los patrones y procesos de cambio espacio-temporal como el estudio de la sucesión ecológica son temas centrales en el estudio de la ecología forestal, pero también son elementos fundamentales para el manejo sustentable de los ecosistemas forestales (Prestemon *et al.*, 2008) así como para la rehabilitación de áreas degradadas por la acción humana (Peterken, 1996; Rey-Benayas, 2008).

La dinámica de ecosistemas puede analizarse a varias escalas, a nivel del paisaje, ecosistemas, cuencas y comunidades, en esa escala jerárquica. A la escala del paisaje se describe el cambio de los distintos elementos del paisaje, o parches, a través del tiempo, mediante tasas de recuperación y/o degradación (Foster *et al.*, 1998; Kennedy y Spies, 2004; Riitters *et al.*, 2009). Estos estudios proporcionan información que permiten elaborar modelos de manejo sustentable. Por otra parte, el análisis de la dinámica de la vegetación constituye una fase trascendental, para verificar la trayectoria de la vegetación y sus etapas de reemplazo, comparables con los modelos establecidos (Oliver y Larson, 1996) y establecer las causas que favorecen o dificultan la recuperación de la vegetación madura. El tiempo transcurrido desde el abandono de las actividades o fenómenos que causan disturbio en un ecosistema, ha sido un tema de mucho interés; sin embargo, son pocos los estudios donde se abordan el tiempo que transcurre para recuperar la vegetación madura, a partir del cese de los disturbios. Algunos estudios hacen referencia a la recuperación de la cubierta vegetal como respuesta al abandono de los sitios perturbados (Read y Lawrence 2003;

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Riitters et al., 2009), o a la incidencia de fenómenos naturales (Boose *et al.*, 1994). Otros estudios se enfocan a la aceleración en la recuperación de la cubierta vegetal influidas por reforestaciones, lo que facilita la sucesión ecológica (Buytaert et al., 2007), pero con especies vegetales diferentes. Aunque existen pocos trabajos donde se evalúe la velocidad de recuperación de los ecosistemas originales. En bosque de pino-encino, estos procesos han sido poco abordados (Castillo-Lara *et al.*, 2008; Díaz *et al.*, 2008) y se desconocen los procesos sucesionales.

La Sierra Fría, en Aguascalientes, México, al igual que la mayor parte de los bosques de clima templado, ha sido afectada por muchos agentes de disturbio, como son el sobrepastoreo (Sosa-Ramírez et al., 2004) y la incidencia de varias especies de insectos, que afectan tanto a coníferas (Díaz-Núñez *et al.*, 2006) como a encinares (Romo-Díaz et al., 2008), que son las asociaciones vegetales más importantes en esa zona. A pesar de ello, es muy probable que en la Sierra Fría, los disturbios con mayores secuelas en la dinámica de la vegetación son los que se deriva de la actividad humana, como son la sobre explotación maderera y ganadera de la que fue objeto esta zona durante las décadas de 1920 y 1940 (Minnich *et al.*, 1994), lo que dejó huecos completos en el paisaje, pero que a través del tiempo han ido recuperando su cobertura vegetal, sobre todo, a partir de 1970 y acentuada a partir de 1993, mediante la declaratoria como Área Natural Protegida (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994; Díaz *et al.*, 2008). Posteriormente, durante la primera década del siglo XXI se han presentado disturbios de carácter biológico que han afectado la vegetación del paisaje (Soriano-Vallés, 2003; Díaz-Núñez *et al.*, 2006), aunque los cambios no han sido significativos.

El principal método usado para revertir la pérdida de la vegetación natural y semi-natural es la restauración de ecosistemas, que puede realizarse a través de dos vías: la sucesión ecológica (restauración pasiva) y el establecimiento artificial de árboles (restauración activa, Rey-Benayas *et al.*, 2008). Esta última envuelve técnicas tales como las reforestaciones y las siembras, ya sea de especies nativas o introducidas; sin embargo, existen muchas fallas en los procesos de restauración, debidos probablemente a la elección de especies con baja capacidad de adaptación a las condiciones ambientales (Asbjornsen *et al.*, 2004; Rey-Benayas *et al.*, 2008)

El objetivo de este trabajo consistió en analizar la dinámica de la vegetación y los patrones de sucesión ecológica en un paisaje alterado en la Sierra Fría en Aguascalientes. Mediante la apreciación de que la trayectoria normal de la sucesión ecológica es afectada por pequeños disturbios y ello ha dificultado y/o impedido la recuperación de la vegetación madura en un bosque de clima templado.

3.2 Materiales y Métodos

3.2.1 Área de estudio

El ANP-Sierra Fría, ubicada al NW del Estado de Aguascalientes, está formada por un polígono de 112,090 ha (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994). Previo a este estudio, se realizó un análisis de la dinámica del paisaje en un área de 25 km² usando fotografías aéreas e imágenes satelitales. Derivado de ese análisis, se detectaron 30 parches en dónde se documentó una recuperación de la cubierta forestal durante las fechas analizadas. De este universo, se seleccionaron aquellos sitios que tuvieran la mayor extensión y que presentaran claras evidencias de extracción forestal en el pasado, tales como presencia de tocones viejos, árboles maduros y avejentados, vegetación en distintas

etapas sucesionales, árboles en distintos estratos de altitud y con edades variantes. Los predios donde se ubicaron los parches de trabajo fueron la barranca El Cíbolo, Barranca Piletas, Mesa El Águila, corredor El Zarco-Buen Rostro, mesa El Aserradero, Presa la Araña, Mesa el Oso, Cerro las Palmas, Sierra Paraíso, El Cepo, Sierra Hermosa y Mesa el Temascal (figura 3.1).

3.2.2. *Establecimiento de parcelas de dinámica de la vegetación*

Se eligieron 10 de los parches con recuperación forestal, cuya cobertura oscilo entre 30 y 70 %, visible en la imagen satelital del 2003. Se establecieron 30 parcelas de dinámica de la vegetación, tres por cada parche seleccionado, las cuales permitirían evaluar los cambios que se han manifestado en el paisaje de la Sierra Fría y las secuelas de la intervención humana (Jardel-Peláez *et al.*, 2004). Las parcelas se distribuyeron en altitudes variantes de 50 metros donde la mínima fue 2500 y la máxima de 2650 msnm.

La elección del sitio donde se colocaron las parcelas se llevó a cabo de manera aleatoria determinando rumbos mediante una brújula y siguiendo un rumbo fijo. Cada parcela fue georreferida utilizando un GPS Garmin® Mod. 1998, en unidades Transversas de Mercator (UTM) y posicionadas en una imagen satelital usando el software ArcView® 3.3 (Figura 3.1)

Ubicación de las parcelas de dinámica de la vegetación en la Sierra Fría, Ags.

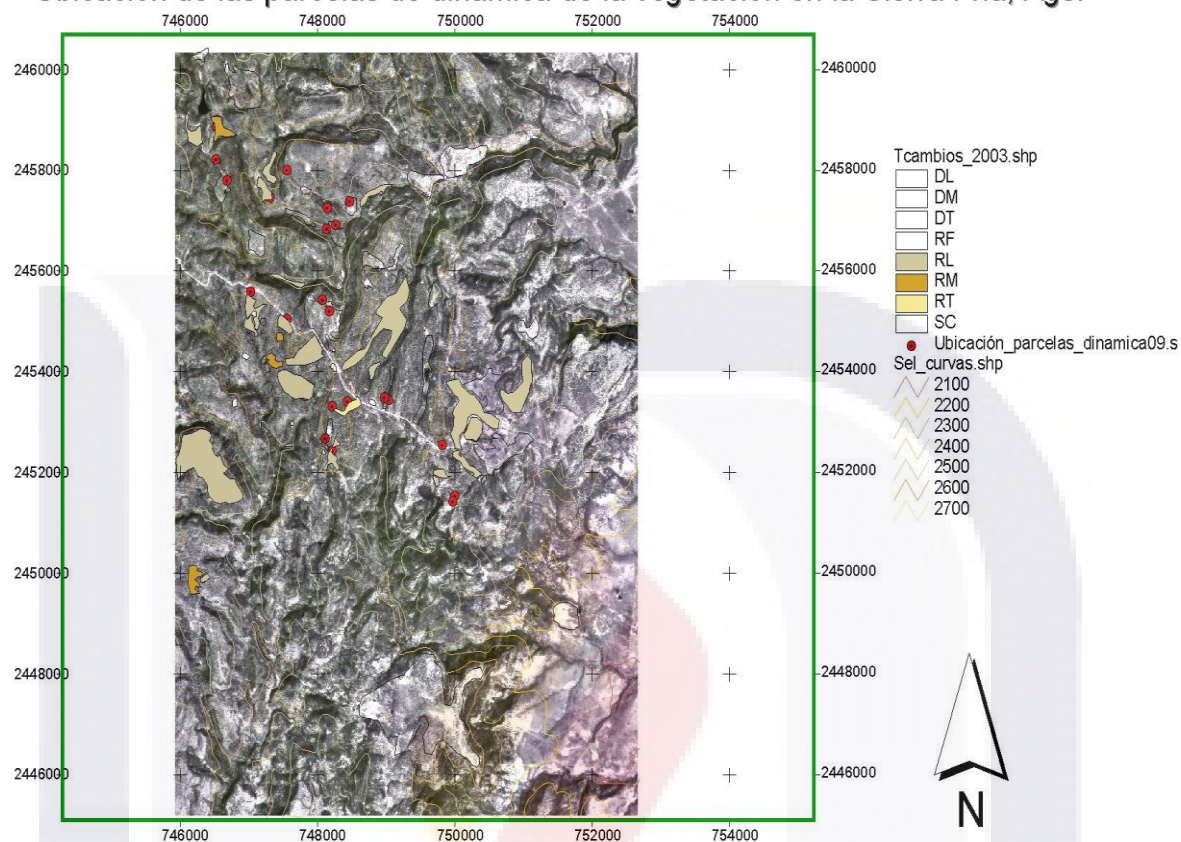


Figura 3.1. Distribución de las parcelas de vegetación y patrones sucesionales. Se aprecian las curvas de nivel en el área de trabajo y los parches que mostraron una recuperación de ligera a total, espacios donde se establecieron las parcelas.

La superficie de cada parcela consistió en 256 m^2 (el área optima, Daget et Godron, 1982) en forma rectangular, las cuales se dividieron en cuadrantes para facilitar el levantamiento de la información (figura 3.2).

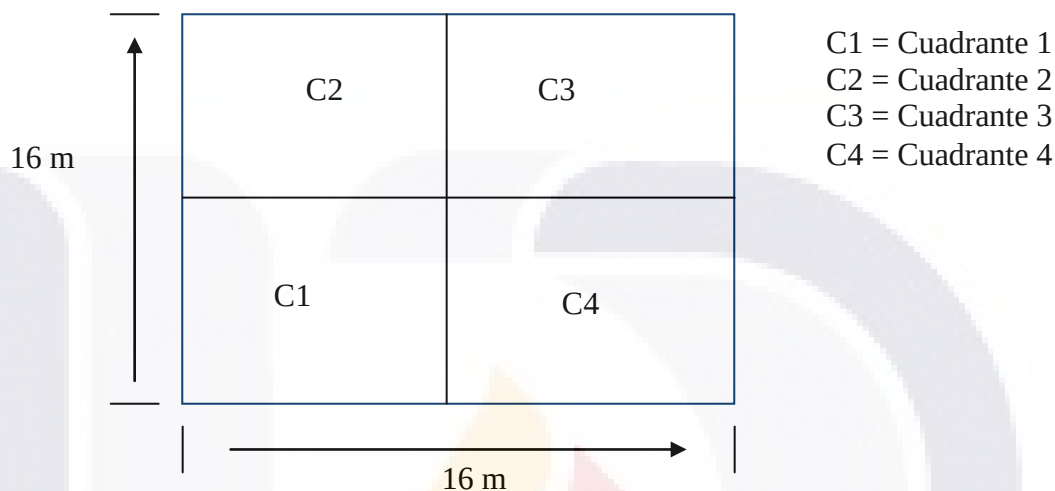


Figura 3.2. Disposición de cuadrantes en las parcelas establecidas en 256 m^2 (16 x 16 m) en la Sierra Fría, Aguascalientes.

3.2.3 Caracterización de la vegetación

En cada uno de los cuadrantes de cada parcela se caracterizó la vegetación considerando tanto variables de vegetación como de uso del terreno. Las primeras fueron la altura del árbol, el Diámetro a la Altura del Pecho, el estrato y la condición del arbolado. Las variables del terreno fueron, la pendiente, posición geográfica, altitud y relieve (terrenos planos, cóncavos y planos). La cobertura del sitio se determinó visualmente mediante las clases propuestas por Díaz et al., (2008). En cada parcela se identificaron las especies arbóreas y arbustivas existentes de acuerdo a las claves propuestas por De la Cerda (1989) para encinares y Siqueiros (1989) para coníferas de la Sierra Fría, la identidad de las especies encontradas fue corroborada en el herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HBUAA).

La comunidad vegetal en cada parcela se categorizó en tres estratos: adultos, jóvenes y juveniles (regenerado). Individuos con $DAP \geq 5$ cm y altura ≥ 1.50 fueron considerados como individuos establecidos. Se consideró como árboles adultos aquellos individuos con $DAP \geq 20$ cm, individuos con $DAP \geq 5$ y ≥ 20 se categorizaron como individuos jóvenes, los juveniles fueron aquellos individuos con $DAP < 5$ cm y altura < 1.50 m.

La estructura del arbolado consistió en la medición de la altura, el diámetro a la altura del pecho (DAP), la edad de los individuos dominante y codominante, condición del arbolado y estado de salud de la comunidad arbórea existente. La altura de la vegetación se determinó usando un altímetro Haga[®], mientras que para la medición del DAP se usó una cinta diamétrica en centímetros (cm). Para la obtención del DAP, se consideró la característica morfológica del árbol, cuando se trató de un solo fuste el DAP se obtuvo a una altura estándar de 1.33 m, si había una bifurcación y esta ocurría a una altura ≤ 1.33 m, entonces se consideró como dos individuos y se tomó la medida de cada uno de ellos. En el caso de que un árbol presentara varios rebrotes, se consideró como un solo individuo pero se les midió el DAP a cada uno de ellos siempre y cuando tuvieran un $DAP \leq 5$ cm. En árboles y arbustos con $DAP \leq 5$ cm y altura ≤ 1.50 m, solo se obtuvo su altura. A la escala de sitio ecológico (Forman y Godron, 1986), la condición del arbolado, se basó en la apreciación visual de los colectores de la información considerando cinco clases: a) árboles muertos, b) árboles viejos, c) árboles adultos, d) árboles jóvenes y e) arbustos juveniles. Se consideraron árboles muertos en aquellos individuos donde no existieran ramas vivas o signos de recuperación, contemplando que los inventarios se realizaron en época de lluvias. El estado de salud del arbolado se determinó empleando clases visuales y categorizada en vigor bueno (< 20 % de ramillas secas y sin evidencias de plagas, enfermedades y/o

plantas invasivas), regular (entre 21 y 50 % de su follaje muerto y con signos de afectación de plagas, enfermedades y plantas invasivas), pobre (entre 50 y 90 % de su follaje muerto y con signos de afectación de plagas, enfermedades y plantas invasivas) y muerto (los individuos en esta categoría presentan tanto fustes como ramas primarias y secundarias secas y sin posibilidades de recuperación). Esta metodología fue adaptada de los criterios usados por el Servicio Forestal Canadiense para la determinación de la salud forestal (<http://cfs.nrcan.gc.ca/general/pathology>)

Asumiendo que en los parches analizados, el árbol dominante es representativo de la fecha inicial de la recuperación de la cubierta forestal, se determinó la edad de este para corroborar la antigüedad del parche, cuando el individuo fue un pino o un junípero mediante el conteo de sus anillos de crecimiento, para lo cual se utilizó un taladro Pressler®. En varias de las parcelas no se logró obtener la edad del individuo dominante, pues, aunque existía vegetación madura, su crecimiento fue muy pobre, lo que dificultó la extracción de las virutas.

3.2.4 Obtención de la edad de coníferas y determinación de la edad de los parches en recuperación

Las muestras obtenidas en las parcelas donde se logró extraer las virutas de crecimiento fueron montadas, procesadas y analizadas mediante la técnica propuesta por Villanueva-Díaz *et al.*, (2004), que, de manera muy general consiste en el conteo de los anillos de crecimiento a partir del centro. Posteriormente, tomando como referencia la fecha de obtención de la muestra, se realiza un conteo regresivo del final, hacia el centro (origen), lo que permite la obtención de múltiple información a través de la identificación de patrones,

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

aunque en este caso, solo se usó para conocer la edad de las parcelas en proceso de recuperación y las características de la vegetación resultante. Durante el proceso de análisis pueden existir anillos de crecimiento falso, lo que proporciona datos erróneos; sin embargo, esto se elucida realizando comparaciones con individuos de características y hábitat similares (figura 3.3). Por ejemplo, se comparan dos especímenes de *J. deppeana*, que hayan crecido en barrancas, con pendientes ligeras, suelos profundos y con buena humedad. La información obtenida de ambos será representativa para ambos. El análisis de la edad del arbolado se realizó en el Laboratorio de Ecología y Manejo de Recursos Forestales, del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (Cieco-UNAM).

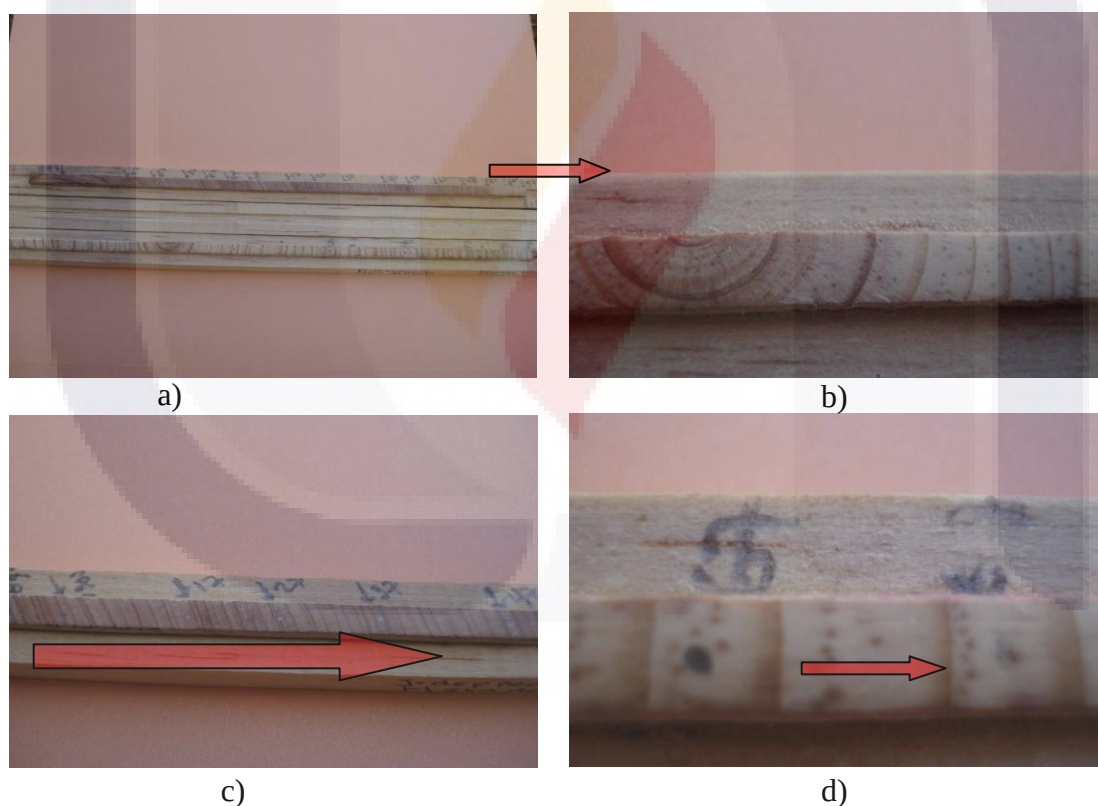


Figura 3.3. a) Montaje de las muestras de virutas obtenidas en campo, b) el análisis comienza a partir del centro de la viruta, para después contabilizar el total de anillos, c y d)

El fechado es a la inversa, comenzando a partir del último año, para determinar los patrones de cambio.

3.2.5 Análisis de la información

3.2.5.1 Estructura de la vegetación en las parcelas de dinámica

Se elaboró una estratificación de parcelas por altitudes. De acuerdo a la homogeneidad del paisaje se consideraron tres estratos: i) 2450-2550 m, ii) 2551-2600 y iii) 2601-2660 para posteriormente realizar el análisis de cambio en la secuencia de especies por cada nivel altitudinal. Se calculó el área basal para cada una de las parcelas de dinámica mediante la ecuación:

$$g = \pi \frac{DAP^2}{4}$$

Donde:

*g= Área Basal/individuo; π = valor constante; DAP =Diámetro a la altura del Pecho (cm).

La densidad de individuos por parcela se obtuvo mediante el conteo de cada uno de los árboles y arbustos existentes en cada sitio; adicionalmente estos fueron categorizados en adultos, jóvenes y juveniles. Estos últimos considerados como regeneración, ya que no generan área basal (DAP< 5 cm).

3.2.5.2 Dominancia de las especies y transición de la cubierta vegetal

Para determinar las especies dominantes y co-dominantes, fue asignado un Índice de Dominancia (ID), obtenido mediante la fórmula (Krebs, 1993):

$$D = n(100)/N$$

Donde:

D= % Dominancia; *n*= Número de plantas de la especie más frecuente en 256 m² (área de las parcelas de dinámica) y *N*= Número total de plantas presentes en 256 m²

Mediante la obtención de la edad de las parcelas donde *Juniperus deppeana* fue la especie dominante y un DAP ≥ 10 cm, se construyó un análisis secuencial del área basal en relación al periodo de recuperación de la cubierta vegetal de las parcelas de dinámica. La edad de las parcelas fue corroborada mediante información generada por Díaz *et al.*, (2008) a través de un Sistema de Información geográfica y contrastada con una prueba de *t*-pareada.

3.2.5.2 Patrones secuenciales de la vegetación en el proceso de recuperación

Con la información generada en la estructura de las parcelas en proceso de recuperación, se determinó la proporción de individuos adultos, jóvenes y juveniles/parcela. Posterior a ello, fue categorizada en ocho clases la edad de las parcelas en proceso de recuperación (Cuadro 3.1). Con las proporciones de los individuos en las parcelas y las categorías de edad, se generó una cronosecuencia, para determinar el cambio en las secuencias de la vegetación; aunque, esto no fue posible realizarlo para el cambio en la secuencia de las especies. Esto se debió a la poca variabilidad de las especies arbóreas y arbustivas resultantes del proceso de recuperación de la Sierra Fría.

Cuadro 3.1. Categorización de edades en los individuos dominantes y codominantes en las parcelas de dinámica de la Sierra Fría. Datos usados para la obtención de una cronosecuencia.

Categoría de edad	No. de parcelas aforestadas*	Individuo dominante
15-25	2	<i>J. deppeana</i>
26-35	2	<i>J. deppeana</i>
36-45	4	<i>J. deppeana</i>
46-55	3	<i>J. deppeana</i>
56-65	4	<i>J. deppeana</i>
66-75	2	<i>Arctostaphylos pungens**</i>
76-85	1	<i>J. deppeana</i>
86-95	2	<i>J. deppeana</i>

* Aunque fueron 28 parcelas de dinámica, solamente en 20 de ellas se logró determinar la edad del individuo dominante. En el resto, el individuo dominante no fue una conífera, o bien, el DAP de los individuos no fue el suficiente para obtener el cilindro epidométrico para el conteo de sus anillos de crecimiento

** En este caso, si bien el individuo dominante es una manzanita, se extrajo la edad del individuo codominante.

3.3 Resultados

3.3.1 Parcelas de dinámica y estructura de la vegetación

La cobertura vegetal de las parcelas de dinámica osciló entre < 10 y 70 %. Cinco parcelas correspondieron a la clase de cobertura más baja (< 10%), cinco presentaron coberturas entre 11 y 30 %, 15 tuvieron una cobertura entre 31 y 50 %. Las cinco restantes tuvieron coberturas vegetales superiores a 50 %.

En el análisis realizado, se identificaron ocho especies leñosas, *Juniperus deppeana*, *Arctostaphylos pungens*, *Quercus potosina*, *Quercus grisea*, *Quercus microphylla*, *Pinus cembroides*, *Pinus leiophylla* y *Quercus chihuahuensis*. De estas, existen evidencias (individuos aislados, ausencia de árboles padres, cepas de plantaciones) de que solo *P. cembroides* haya sido introducido a los sitios a través de reforestaciones.

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Aunque las parcelas establecidas constaron de la misma área (256 m², Daget et Godron, 1982), la densidad de individuos no presentó diferencias significativas entre cada una de las parcelas de cada categoría analizada ($F= 1.983$; $gl=2$; $p = 0.163$) aunque el área basal si fue diferente ($F= 4.549$; $gl: 2$; $p=0.023$), lo que significa que probablemente no aumente de manera significativa el número de individuos pero con el tiempo aumenta el área basal de los individuos.



Cuadro 3.2. Densidad de árboles, áreas basales número de especies e índice de diversidad en las parcelas correspondientes a cada clase de cobertura. Ee = Error estandar de la media en cada uno de los valores proporcionado

Clase de cobertura	Número de parcelas	Densidad de árboles (ha, Ee)	Área basal promedio (m ² /ha) (Ee)	No. especies	Índice de Shannon promedio (Ee)	Especies de árboles dominantes
1	5	-----	0	1	0 b	<i>J. deppeana</i>
2	5	712 (280.62)	16.1(4.20) b	8	0.9307 (0.403) a	<i>J. deppeana</i>
3	15	1128(144.91)	20.034 (2.17) b	10	1.0823 (0.128) a	<i>J. deppeana</i>
4	5	1515(251.00)	30.51(1.96) a	5	0.8186 (0.343) a	<i>J. deppeana</i>

La diferenciación en categorías de acuerdo a la condición, refleja que al existir pocos individuos adultos, aumenta tanto la vegetación joven, como los juveniles (regenerado). Por otra parte, cuando la comunidad de individuos jóvenes tiende a aumentar, el regenerado disminuye dentro de cada parcela, lo que se ve reflejado en el área basal de las parcelas. En este estudio, aunque fueron muy pocas las especies leñosas encontradas (8), la mayor riqueza se ubicó en tres sitios (5, 4, 13, y 8, respectivamente) (cuadro 3.3). Esta condición puede deberse a que se encuentren en lugares inaccesibles.

Cuadro 3.3. No. De individuos jóvenes, adultos, juveniles y áreas basales en los sitios de estudio. Asimismo, se presenta la riqueza de especies leñosas.

No. De parcela	No. De individuos			Densidad de individuos	Área basal/sitio	Riqueza de especies
	Adultos	Jóvenes	Juveniles			
1	0	12	7	19	0.1239	1
2	28	15	24	67	0.6043	3
3	5	9	46	60	0.4716	4
4	18	3	25	46	0.2219	5
5	5	6	29	40	0.2746	8
6	29	23	6	58	0.6027	1
7	6	14	10	30	0.4182	2
8	23	13	23	59	0.5605	4
9	23	11	3	37	0.6993	1
10	12	10	12	34	0.4534	3
11	23	15	8	46	0.5359	2
12	8	16	37	61	0.2268	4
13	20	15	58	93	0.7823	5
14	14	9	12	35	0.5291	3
15	58	8	12	78	0.6523	1
16	18	15	1	34	0.5413	1
17	6	9	33	48	0.1841	1
18	9	10	31	50	0.9753	4
19	54	18	9	81	0.7223	1
21	13	39	18	70	0.5450	2
22	19	70	3	92	0.7126	3
23	9	21	8	38	0.2210	1
24	5	42	18	65	0.3608	1
25	19	39	9	67	0.7149	1
26	11	21	11	43	0.3543	1
27	5	38	19	62	0.3389	1
28	14	8	46	68	0.2600	1
29	1	37	19	57	0.2059	1

Debido a la variabilidad de la vegetación, no se encontró un patrón claro para diferenciar el incremento o la disminución de área basal del sitio en relación al tiempo de abandono de la actividad perturbante, representado en este caso, por la edad del individuo dominante en cada una de las parcelas (figura 3.5).

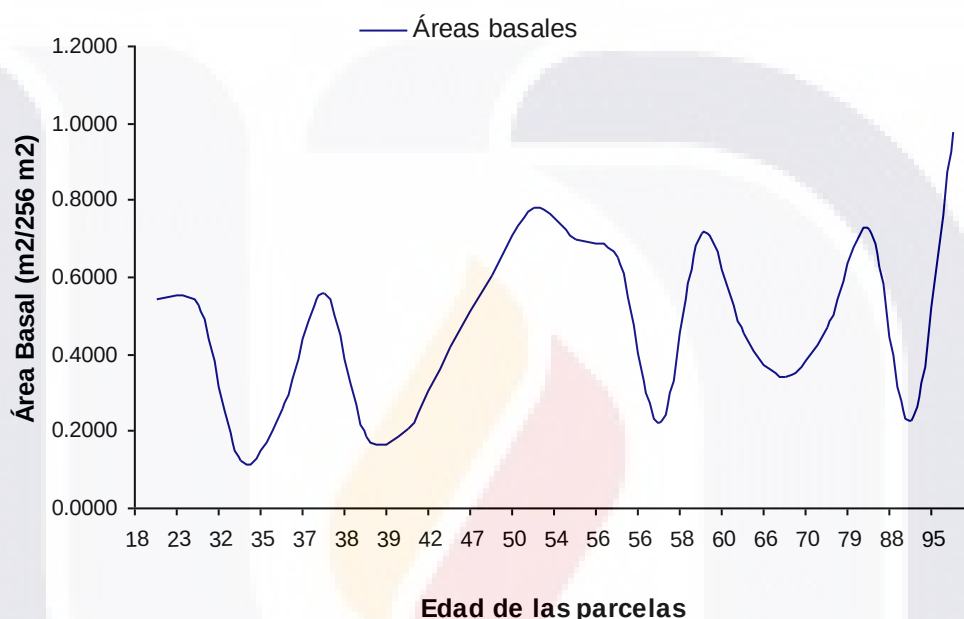
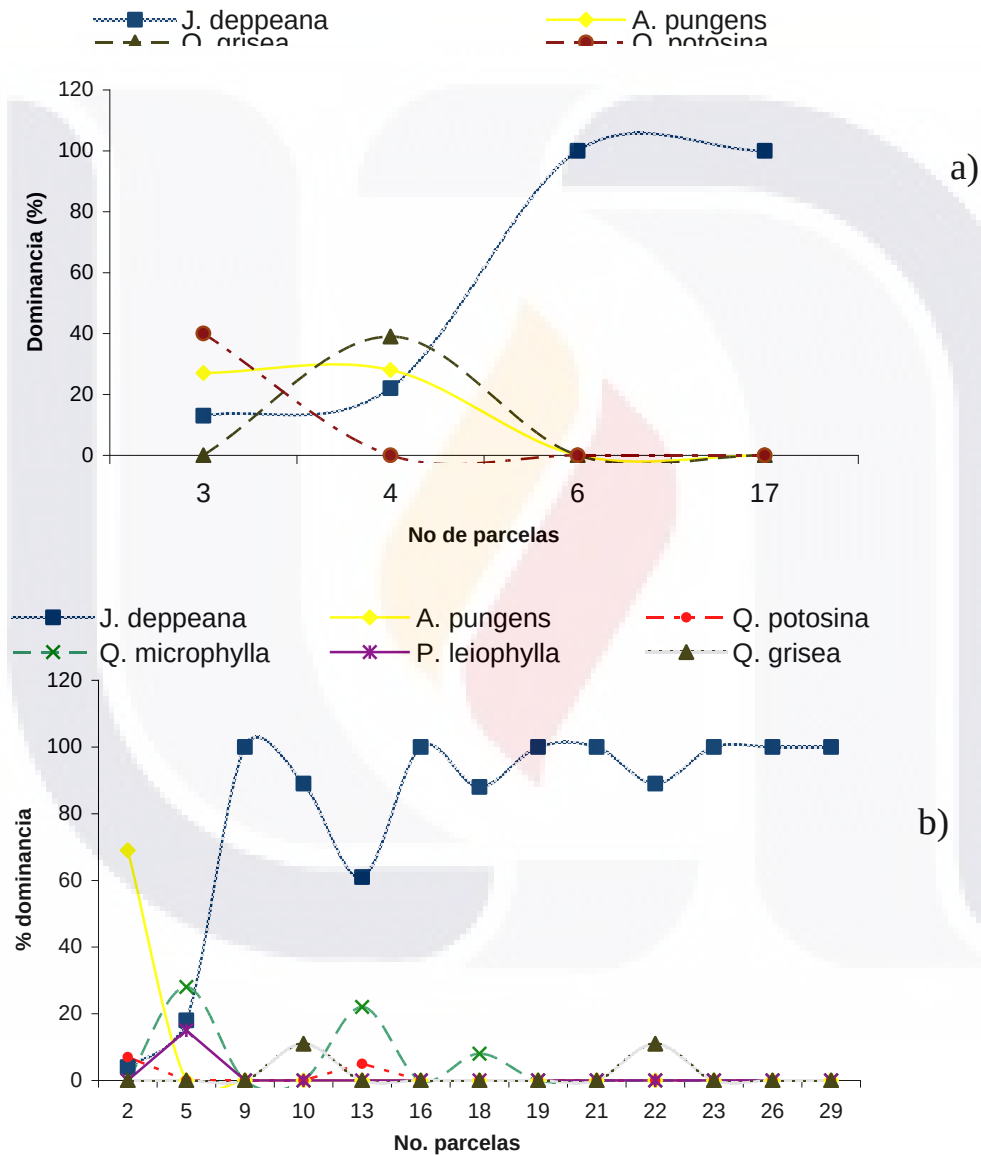


Figura 3.5. Variación del área basal en relación al tiempo de abandono de las actividades perturbantes en la Sierra Fría, Ags.

3.3.2 Patrones de dominancia de la vegetación, a través de la sucesión ecológica

El primer estrato (2450-2550 m), fue dominado por *J. deppeana* y *A. pungens* ($n = 3$). En los sitios dominados por *A. pungens* también se registraron los encinos *Q. grisea* y *Q. potosina*. En el segundo estrato (2551-2600 m), se presentaron seis especies y en el 92 % de los sitios fue dominante *J. deppeana* ($n = 12$) y solo en 8 % ($n=2$) se encontró a *A. pungens* como la especie dominante. En el tercer estrato, se encontraron cinco especies, con una dominancia de *J. deppeana* en el 100 % de los sitios establecidos ($n = 10$); sin

embargo, en este mismo estrato, las especies de encinos *Q. potosina* y *Q. microphylla* aparecen en varios sitios, aún sin ser dominantes, probablemente esto sea un indicador de una nueva etapa de sucesión (figura 3.6) de acuerdo a lo planteado por Oliver y Larson (1996) y Jardel-Peláez et al., (2004).



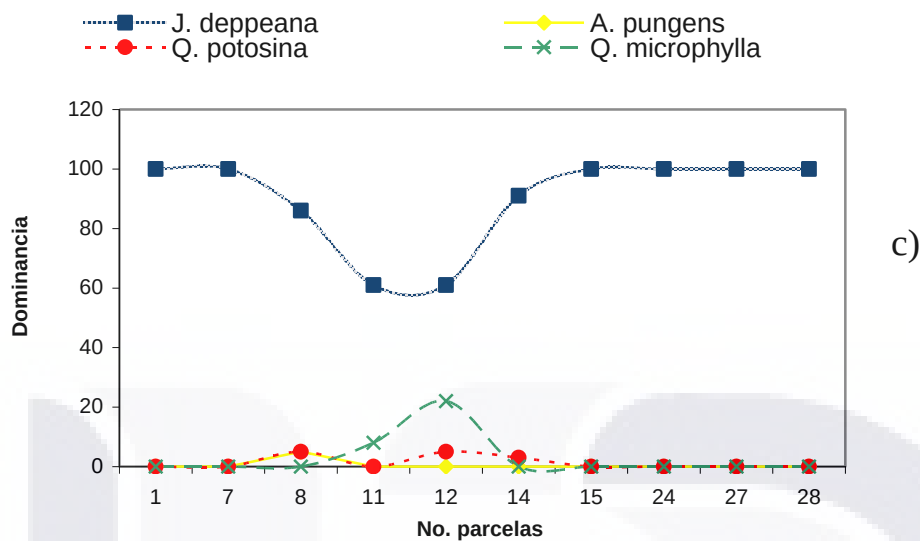


Figura 3.6. Dominancia de las especies forestales en las parcelas con signos de aforestación en la Sierra Fría, Aguascalientes. a) estrato de 2450-2550 msnm, b) estrato de 2551-2600, c) 2601-2660 msnm

3.3.3 Patrones secuenciales en la vegetación y el proceso de aforestación

La estructura de la vegetación en cada uno de los sitios analizados muestra que la proporción de individuos adultos tiende a una disminución cuando aumenta la proporción de árboles jóvenes. Bajo este mismo escenario, la proporción de individuos jóvenes tiende a disminuir al incrementar la proporción de los adultos, lo que hace suponer el crecimiento en el DAP de los árboles y arbustos. La proporción de adultos y de juveniles en cada parcela es inversamente proporcional. Por otro lado, la proporción de la comunidad de arbustos juveniles disminuye cuando el número de árboles adultos es alto, pero se incrementa al aumentar la proporción de árboles jóvenes, probablemente esto constituya una fase de autoaclareo como lo considera el modelo de Oliver y Larson (1996). Los datos completos se pueden apreciar en el cuadro 3.3.

Cuadro 3.3. Proporciones del arbolado en la estructura de las parcelas de la dinámica del paisaje. También se presenta la edad estimada del árbol dominante.

No. De parcela	Proporciones de la Densidad de individuos			Densidad total	Área basal/sitio (256 m ²)	Edad del árbol dominante
	Adultos	Jóvenes	Juveniles			
1	0	0.632	0.368	19	0.1239	32
2	0.418	0.224	0.358	67	0.6043	
3	0.083	0.150	0.767	60	0.4716	70
4	0.391	0.065	0.543	46	0.2219	-----
5	0.125	0.150	0.725	40	0.2746	-----
6	0.500	0.397	0.103	58	0.6027	47
7	0.200	0.467	0.333	30	0.4182	42
8	0.390	0.220	0.390	59	0.5605	37
9	0.622	0.297	0.081	37	0.6993	54
10	0.353	0.294	0.353	34	0.4534	60
11	0.500	0.326	0.174	46	0.5359	-----
12	0.131	0.262	0.607	61	0.2268	88
13	0.215	0.161	0.624	93	0.7823	50
14	0.400	0.257	0.343	35	0.5291	23
15	0.744	0.103	0.154	78	0.6523	56
16	0.529	0.441	0.029	34	0.5413	18
17	0.125	0.188	0.688	48	0.1841	38
18	0.180	0.200	0.620	50	0.9753	95
19	0.667	0.222	0.111	81	0.7223	79
21	0.186	0.557	0.257	70	0.5450	-----
22	0.207	0.761	0.033	92	0.7126	-----
23	0.237	0.553	0.211	38	0.2210	56
24	0.077	0.646	0.277	65	0.3608	-----
25	0.284	0.582	0.134	67	0.7149	58
26	0.256	0.488	0.256	43	0.3543	
27	0.081	0.613	0.306	62	0.3389	66
28	0.206	0.118	0.676	68	0.2600	35
29	0.018	0.649	0.333	57	0.2059	39

‡ Las parcelas cuya celda ha sido marcada con líneas punteadas indican que no fue posible extraer la edad del individuos dominante, causas de ello, es que el individuo dominante no fue una conífera, o bien, que el DAP fue > a 10 cm y ello dificultó la obtención de la viruta.

La cronosecuencia elaborada a partir de las proporciones tanto de individuos adultos, jóvenes y juveniles en relación al periodo de aforestación transcurrido en las parcelas donde se analizó la dinámica, muestra que en las dos primeras decenas de años, la proporción de árboles adultos es mayor (0.4645) que los juveniles y jóvenes. En un periodo de 40 años,

los árboles adultos son reemplazados por individuos juveniles, como por jóvenes (proporciones = 0.508 y 0.581, respectivamente), posiblemente estos últimos sean los juveniles del primer periodo. Transcurridos 70 años, dominan en las parcelas los individuos juveniles. Cuando la edad de las parcelas oscila entre 75 y 85 años, existe una amplia dominancia de individuos adultos (proporción = 0.667), aunque esto puede deberse a que el árbol al cual se le extrajo la edad pudo haber sido un remanente y no necesariamente reflejar el tiempo de aforestación (figura 3.7)

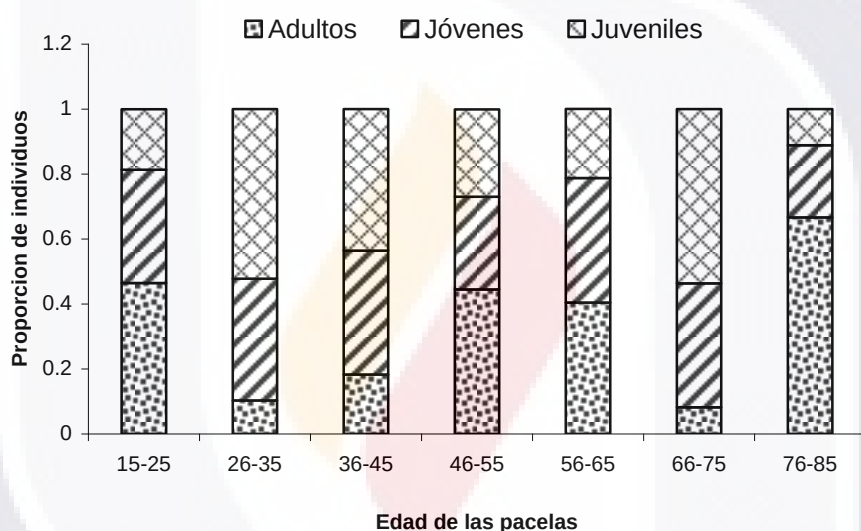


Figura 3.7. Cronosecuencia elaborada a partir de la proporción de individuos adultos, jóvenes y juveniles en las parcelas de aforestación, en relación a la edad del árbol dominante

3.4. Discusión

La cantidad de especies leñosas encontradas en la dinámica del paisaje de la sierra Fría, transcurridas poco más de cinco décadas de cesado el disturbio, acorde a la información publicada por Minnich *et al.*, (1994), es pobre, si se compara con otros ecosistemas de características similares donde la vegetación dominante corresponde a bosque de clima

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

templado (Foster, 1988; Zaczek and Groninger, 2000; Jardel-Peláez *et al.*, 2004); sin embargo, en este estudio, a diferencia de otros, no se realizaron mediciones en diferentes lapsos de tiempo, por lo que es difícil conocer si la riqueza de especies se mantiene constante.

Una vez que desaparecen o disminuyen de intensidad los fenómenos o actividades que causan disturbios en un paisaje, puede esperarse, que en los claros comience un proceso de cicatrización, tal y como ha ocurrido en la Sierra Fría (Díaz *et al.*, 2008), donde el área basal de los sitios se incrementa al inicio, con el aumento de árboles adultos, para después disminuir al morir estos y dar paso al regenerado (Zaczek and Groninger, 2002), es probable que este sea el proceso que ha experimentado el paisaje de la Sierra Fría, donde, por una parte disminuyen los individuos adultos y aumentan los árboles jóvenes y posteriormente, disminuyen los jóvenes y aumentan los juveniles, ocurriendo una diferenciación de tamaños (diámetro y altura), lo que constituye una fase de autoaclareo (White y Harper, 1970; Oliver y Larson, 1996). Aunque en este estudio no fue posible establecer un patrón del desplazamiento del área basal del sitio en relación al tiempo de abandono de las actividades perturbantes, esto puede deberse a que los sitios donde los árboles dominantes presentaron edades mayores, hayan sido remanentes de aprovechamientos pasados y no necesariamente reflejan la edad de la parcela; sin embargo, esto si se refleja en las estructuras dominantes de la vegetación.

El efecto de la composición vegetal inicial sobre los patrones sucesionales ha sido un tema con amplia discusión (Myster y Pickett, 1990; Oliver y Larson 1996; Jardel-Peláez *et al.*, 2004), ya que esta puede facilitar tolerar o inhibir el establecimiento de la vegetación secuencial a las pioneras después de un disturbio. La repoblación de los parches

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

perturbados en la Sierra Fría donde la especie dominante es *J. deppeana*, constituye un excelente ejemplo. Esta especie se establece bajo la radiación solar directa y su está relacionada con altas tasas de sobrepastoreo, con la supresión de incendios y con fluctuaciones climáticas severas (Earl y Bash, 1996). Ello podría explicar la amplia dominancia de esta especie en los parches en proceso de recuperación.

Aunque existe dominancia de *J. deppeana*, en algunos lugares empiezan a coexistir tanto *A. pungens*, como especies de encinos (*Quercus spp*). La primera especie es pionera en aquellos sitios en donde han ocurrido disturbios como deforestaciones, la introducción de ganado doméstico y la aparición de incendios forestales. Aunque a partir de los resultados obtenidos no es claro, si estas son etapas sucesionales para el establecimiento de bosques de pino-encino (Márquez-Linares *et al.*, 2006). Por su parte, *Q. potosina*, *Q. microphylla* y *Q. grisea*, son especies umbrófilas, con poca tolerancia a la radiación solar directa y con requerimientos de nodrizaje para su establecimiento (Zavala-Chávez, 2000). Posiblemente esa condición y el aislamiento del ganado doméstico en los sitios con signos de recuperación, estén favoreciendo el reclutamiento de las especies de encinos (V. Díaz, datos no publicados) y en pocos años, tanto las comunidades de *J. deppeana* y *A. pungens* pudieran ser desplazadas por los encinos.

Si bien, el análisis de cronosecuencias ha sido un método ampliamente usado en estudios de sucesión ecológica (Stayler, 1977), este tiene varias limitaciones, por ejemplo, es usado para evaluar el cambio en la secuencia de especies a través del tiempo (Jardel-Pelaez *et al.*, 2004); sin embargo, en este estudio, se carece de un cambio de especies, no así de la estructura de edades de la vegetación, por lo que el método fue adecuado a ello y podría presentar sesgos en cuanto a la confiabilidad.

En los sitios más accesibles, la ganadería doméstica y la extracción de leña a baja escala se ha mantenido, como lo sugiere Díaz *et al.*, (2008). Estos factores, probablemente estén influyendo en la trayectoria de la sucesión ecológica en el paisaje de la Sierra Fría, y aún cuando este manifieste una clara tendencia a la recuperación (Díaz *et al.*, 2008), aún quedan varias incógnitas por resolver. Quizá, la más importante, es cuanto tiempo debe transcurrir para recuperar la vegetación original en los sitios antes perturbados con diferentes niveles de disturbios.

Conclusiones

Se encontraron 6 especies leñosas en los sitios en proceso de recuperación. De ellas, la especie más importante por su dominancia es *J. deppeana*, con aparición de especies de encinos en lugares inaccesibles y aislados de la ganadería. No ha ocurrido un reemplazo de las especies pioneras, la transición se presenta cuando los individuos jóvenes desplazan a los adultos y los juveniles lo hacen con los jóvenes. La dominancia es básicamente monoespecífica, a través de *J. deppeana*, con signos de desplazamiento de este especie, por *Quercus* en los lugares más alejados y aislados de las actividades de ganadería doméstica. Se sugiere realizar un seguimiento a través del tiempo, de la vegetación resultante en las parcelas establecidas, para determinar, tasas de mortalidad, natalidad y demografía de poblaciones y considerar otras técnicas de evaluación de la sucesión vegetal que establezcan con certeza el tiempo necesario para el establecimiento de la vegetación original en sitios perturbados.

Agradecimientos:

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico otorgado al autor principal de este manuscrito. A Nahum Hernández Quiroz, Sergio Esparza de Loera, Luis Hernández Gaytán, José Guadalupe de León Medina, Jorge Morfín Ríos y Roxana Uri Miranda Labra, por el apoyo en el trabajo de campo. Se agradece a dos revisores anónimos por sus comentarios en el manuscrito. De manera especial, a Octavio Rosales Carrillo por la identificación de especies raras.

Referencias bibliográficas

- Asbjornsen H., Vogt K.A. and Ashton M.S. 2004. Synergistic responses of oak, pine and shrub seedlings to edge environments and drought in a fragmented tropical highland oak forest, Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management* 192: 313-334.
- Boose, E.R., D.R. Foster, and M. Fluet. 1994. Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecological Monographs* 64: 369-400.
- Buytaert, W., V. Íñiguez, and B. De Bièvre. 2007. The effects of afforestation on cultivation on water yield in the Andean Páramo. *Forest Ecology and Management* 69: 227-236.
- Castillo-Lara, P., J.A. Flores-Cano, J.R. Aguirre-Rivera y R.I. Yeaton H. 2008. Dinámica sucesional del encinar de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Madera y Bosques* 14: 21-35
- Daget Ph., et Godron M. 1982. *Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés*. Masson, Paris. 163p.

- De la Cerda M.E. 1999. Encinos de Aguascalientes. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Segunda Edición. 77 p.
- Díaz-Núñez, V. 2005. Uso de semioquímicos para el manejo y monitoreo de escarabajos descortezadores (*Dendroctonus* spp.) de los pinos, en la Sierra Fría, Aguascalientes. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 120 p.
- Díaz-Núñez, V., G. Sánchez-Martínez y N.E. Gillette. 2006. Respuesta de *Dendroctonus mexicanus* (Hopkins) a dos isómeros ópticos de verbenona. *Agrociencia* 40: 349-354.
- Díaz, V., J. Sosa-Ramírez y D.R. Pérez-Salicrup. 2008. Perturbaciones y recuperación: procesos simultáneos en bosques de clima templado en la Sierra Fría, Aguascalientes. Memorias del II Congreso Nacional de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología. Yucatán, Mérida. 16-21 Nov. 2008.
- Earl, R.A., and D.L. Bash. 1996. Response of alligator juniper (*Juniperus deppeana* Pinaceae) to historic environmental variability of South Central New Mexico. *The South Western Naturalist* 41: 227-238
- Forman, R.T.T., and M. Godron. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York. 619 p.
- Foster, D.R. 1988. Disturbance history, community organization, and vegetation dynamics, of the old-growth Pisgah Forests South Western New Hampshire, U.S.A. *Journal of Ecology* 76: 105-134.
- Gobierno del Estado de Aguascalientes. 1994. Declaratoria del Área Natural protegida Sierra Fría, Aguascalientes, Diario Oficial Ags. Tomo LVII, No. 5. Órgano del Gobierno Constitucional del Estado.

- Granados-Sánchez, D., y G. López-Ríos. 2001. Sucesión ecológica. Dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma Chapingo. 197 p.
- Huston, M.A. 1998. Biological diversity. Cambridge University Press. United Kingdom. 681 p.
- Jardel-Peláez, E.J., A.L. Santiago Pérez, C. Cortez-Montaña y F. Castillo-Navarro. 2004. Sucesión y dinámica de rodales (Capítulo 5). *En*: Cuevas-Guzmán, R., y E.J. Jardel Peláez (Eds). 2004. Flora y vegetación de la estación científica “Las Joyas”. Petra ediciones. pp. 179-203.
- Kennedy, R.S.H., and T.A. Spies. 2004. Forest cover changes in the Oregon Coast Range from 1939 to 1993. *Forest Ecology and Management* 200: 129-147.
- Krebs C.K. 1993. Factors that limit distributions: Dispersal. *In*: Krebs, C.K. 1993. *Ecology*. John Wiley and Sons. Pp. 41-56.
- Marquez-Linares, M.A., E. Jurado, y S. González-Elizondo. 2006. Algunos aspectos de la biología de la Manzanita (*Arctostaphylos pungens* HBK) y su papel en el desplazamiento de bosques de clima templado por chaparrales. *Ciencia UANL* 001: 57-64
- Minnich, R. A., J. Sosa Ramírez, V. E. Franco, W. J. Barry y M. E. Siquéiros. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia* 12, 23-29.
- Minnich, R. A., M. G. Barbour, J.H. Burk, and J. Sosa-Ramírez. 2000. Californian mixed-conifer forest unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Journal of Biogeography* 27: 105-129.

- Myster, R.W., and S.T.A. Pickett. 1990. Initial conditions, history and successional pathways in ten contrasting oldfields. *American Middles Naturalist* 124: 231-238.
- Oliver, C. O. y B. C. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons. Update edition. pp. 88-142.
- Peterken, G.F. 1996. *Natural woodland*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 522 p.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White (eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE.UU., 472 pp
- Prestemon, J.P., D.E. Mercer, and J.M. Pie. 2008. Natural disturbance production functions. In: T. P. Holmes et al., (2008), eds. *The economics of Forest Disturbances: wildfires, storms, and invasive species*. pp. 35-58. Springer Science + Business media B.V.
- Read, L., and D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* 13: 85-97
- Rey-Benayas J. M., Bullock J.M and Newton A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front Ecol Environ* 6: 329-336.
- Riitters, K.H., J.D. Wickman, and T.G. Wade. 2009. An indicator of forest dynamics using a shifting landscape mosaic. *Ecological indicators* 9: 107-117.
- Romo-Díaz, B., R. Velázquez-Valle, M.E. Siqueiros-Delgado, G. Sánchez-Martínez, M. de la Cerda-Lemus, O. Moreno-Rico y E. Pérez- Molphe Balch. 2008. Organismos con efecto potencial en el declinamiento de encinos de la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia*. 39: 11-19.

- Siquéiros D.M.E. 1989. "Coníferas de Aguascalientes". Universidad Autónoma de Aguascalientes, pp. 1-68.
- Soriano-Vallés, S. 2003. Estudios de escarabajos descortezadores del pino del género *Dendroctonus* en la Sierra Fría, Aguascalientes: especies, distribución y manejo con feromonas. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 52p.
- Sosa-Ramírez, J., A. de Alba-Ávila, P. Zavala-Arias, J. Luna-Ruiz y E. Flores-Ancira. 2004. Diversidad, productividad y manejo de ecosistemas pastizales-encinares de la Sierra Fría. Informe Técnico Final SIHGO-CONACYT. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 119 p.
- Stayler, R.O. 1977. Dynamic changes in terrestrial ecosystems: patterns of change, techniques for study and applications to management. MAB Technical notes 4. 30 pp.
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff, and D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281-284.
- Villanueva-Díaz, J., J. Cerano-Paredes, D.W. Stahle, M.D. Therrel, M.K. Cleaveland, e I.S. Cohen. 2004. Elementos básicos de la dendrocronología y sus aplicaciones en México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Folleto Técnico. Gómez Palacio, Durango. 37 p.
- White, J., and J.L. Harper. 1970. Correlated changes in plant size and number in plant populations. *Journal of Ecology* 158: 467-485
- Zavala-Chávez, F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum*. 7: 269-276.

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Zaczek, J. J. and J. W. Groninger. 2002. Stand dynamics in an old growth hardwood forests
in Southern Illinois, USA. *Natural Areas Journal* 22: 211-219



CAPÍTULO IV

DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES ARBÓREAS Y ARBUSTIVAS EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES

RESUMEN

Con los objetivos de reconocer la composición de especies forestales, caracterizar su distribución y abundancia e identificar los factores que determinan su presencia-ausencia en un área de la Sierra Fría, Aguascalientes, se elaboró un plan de muestreos usando tres criterios: altitud, relieve y exposición. Se realizaron 60 muestreos en parcelas de 600 m². Se identificaron las especies arbóreo-arbustivas, así como su frecuencia, y se anotaron las condiciones ecológicas prevalecientes en cada sitio. Se realizó un Análisis de Correspondencias Canónicas, corroboradas mediante la prueba de Montecarlo ($\alpha \leq 0.05$). Se registraron 50 especies, tres son nuevos reportes en el área. *Quercus potosina* y *Juniperus deppeana*, son las más ampliamente distribuidas; las más abundantes son *J. deppeana*, *Q. potosina* y *Pinus leiophylla*. La mayor diversidad se encuentra entre 2400 y 2600 m (índice de Shannon $\alpha = 2.3979$). La altitud, relieve, la pendiente y exposición solar son los elementos de mayor significancia en la distribución y abundancia de las especies (Prueba de Montecarlo, $p = 0.0020$). Los resultados de este trabajo contribuyen a mejorar las estrategias de manejo en el ANP Sierra Fría. En particular en lo referente a la conservación de la biodiversidad y a la restauración de zonas degradadas.

Palabras clave: distribución y abundancia, Sierra Fría, diversidad, manejo

**DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF THE ARBOREAL AND BRUSH
SPECIES IN THE SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES.**

ABSTRACT

With the objectives to recognize the composition of forest species, characterize the distribution and abundance, and identify the factors that determine their presence or absence in an area of Sierra Fria region, in Aguascalientes, Mexico. A sampling plan was elaborated using three criteria: altitude, relief and sun exposure. Sixty samplings were realized in sites of 600 m², randomized in different solar expositions. The arboreal and brush species, and the frequency, and ecological conditions that determine their presence or absence in site were identified. A Canonical Correspondence Analysis and Montecarlo's test ($\alpha \leq 0.05$) was conducted. We identified 50 species; three are new reports in the area. *Quercus potosina* and *Juniperus deppeana*, it's more widely distributed; most abundant are *J. deppeana*, *Q. potosina*, and *Pinus leiophylla*. The greater diversity occurred between 2400 and 2600 m (Shannon's index $\alpha = 2.3979$). The altitude, relief, the slope and solar exposition are variables more implicated in the distribution and abundance of the species (Montecarlo's test, $p = 0.0020$), for this reason, the interventions of handling must consider the relation species-environment.

Keywords: distribution and abundance, Sierra Fria, diversity, management.

4.1 Introducción

Las plantas poseen mecanismos que les permiten establecerse bajo ciertas condiciones ambientales, de tal manera que funcionen mejor en algunos hábitat que en otros (Bazzas, 1991). Por ejemplo, para las plantas es muy importante “seleccionar” un hábitat que les provea de recursos como luz, agua, nutrientes tales que les permita crecer y reproducirse (Bazzas, 1991). Ese hábitat puede estar compuesto tanto por factores culturales, así como biológicos, físicos y químicos (Krebs, 1993). Varios de los cambios en la composición de especies forestales y su distribución geográfica pueden estar influenciados por factores como la sobreexplotación de recursos, cambios en el uso del suelo, incendios, etc. (Álvarez-Moctezuma *et al.*, 1999).

Los bosques de coníferas y encinos dominan gran parte del territorio de las zonas montañosas tanto de Estados Unidos de Norte América (Smith *et al.*, 2001) como de México (Challenger, 1998); estos ecosistemas poseen una amplia importancia económica y ecológica al soportar importantes actividades productivas y constituir el refugio de fauna silvestre y una gran diversidad biológica. También, los bosques proveen bienes y servicios ambientales que la sociedad utiliza a diario (Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Estos bienes y servicios incluyen una amplia diversidad de productos de consumo, restauración de la fertilidad del suelo, recarga de los acuíferos, regulación del clima, entre muchos otros (Sunderlin *et al.*, 2005; Sunderlin *et al.*, 2008). Aunque estos tipos de vegetación constituyen la base de la mayor parte de la industria forestal, debido a su posición topográfica, a su aptitud para la agricultura y al clima benigno, se ha propiciado el establecimiento de asentamientos humanos en estas zonas, ocasionando la deforestación y la degradación de los ecosistemas forestales en México (Challenger, 1998), generando

pérdida de biodiversidad, erosión de los suelos, movilización de carbono y nutrientes almacenados en el suelo, contaminación de los acuíferos, entre otros, derivados del cambio de uso del suelo (Asbjornsen *et al.*, 2004; Schröeter *et al.*, 2005;; Rey-Benayas *et al.*, 2008). El principal método usado para revertir la pérdida de la vegetación natural y semi-natural es la restauración de ecosistemas, que puede realizarse a través de dos vías: la sucesión ecológica (restauración pasiva) y el establecimiento artificial de árboles (restauración activa, Rey-Benayas *et al.*, 2008). Esta última comprende técnicas tales como las reforestaciones y las siembras, ya sea de especies nativas o introducidas; sin embargo, existen muchas fallas en los procesos de restauración, debidos probablemente a la elección de especies con baja capacidad de adaptación a las condiciones ambientales (Asbjornsen *et al.*, 2004; Rey-Benayas *et al.*, 2008).

La definición del hábitat de las especies sienta bases para establecer programas de restauración y manejo de los bosques proponiendo para cada área, la (s) especies (s) de árboles y arbustos más adecuadas aprovechando la adaptación de las especies nativas. Por otra parte, conocer la distribución de las especies forestales y la condición del arbolado es importante en muchos sentidos. Por ejemplo, la correcta elección de la especie y su patrón geográfico constituye la base para los programas de reforestación (McKevlin, 1992; Gardiner *et al.*, 2004; Viveros-Viveros *et al.*, 2006) y restauración de ecosistemas degradados (Pérez-Salicrup, 2005). Por otra parte, varios factores limitan la adaptación de las diferentes especies a las diversas condiciones ambientales (Bayley, 1998; Wimberly y Spies, 2001), por ejemplo, plantas que dominan en niveles altitudinales bajos son generalmente más tolerantes a la sequía que las especies predominantes en un gradiente alto

(Linton *et al.*, 1998). Este y varios factores, les permitiría a las diferentes especies tener mayor sobrevivencia y un desarrollo más rápido.

Varios autores han realizado trabajos acerca de la influencia de factores bióticos y abióticos sobre la distribución de especies forestales (Zavala-Chávez, 1998; Álvarez-Moctezuma *et al.*, 1999; Poulos y Camp, 2005; Meave *et al.*, 2006) que contribuyen al manejo de los ecosistemas donde estas se desarrollan. Por ejemplo, Poulos y Camp (2005) determinaron que la distribución y abundancia de las especies forestales en el Parque Nacional Big Bend se relacionan estrechamente con la altitud y la humedad potencial del suelo, e indirectamente, con la exposición de la pendiente a la radiación solar. En otro caso, Weltzin y McPherson (2000) explican que la germinación y establecimiento de *Quercus emoryi* se facilitan bajo la copa de los árboles adultos de esta misma especie, es decir, ocurre un proceso de nodrizaje, lo que explicaría la estructura abierta en sitios donde esta especie es dominante, no así, el origen de esas estructuras abiertas (Díaz *et al.*, 2003).

En México, en la Meseta Central de Chiapas, Álvarez-Moctezuma *et al.*, (1999) encontraron que la altitud y precipitación son las variables ambientales que en mayor medida determinan la distribución de cinco especies de encinos; los mismos autores sugieren que la ganadería afecta de manera negativa la distribución de *Quercus rugosa*. Por su parte, Zavala (2000), menciona que la presencia de cierto número de especies de *Quercus* en un área o en una comunidad de plantas se debe a la influencia directa o indirecta de algún tipo de disturbio, este puede ser natural como en el caso de los incendios (Granados y López Ríos, 2000) o antropogénicos, los cuales afectan de algún modo a la población vegetal (Oliver y Larson, 1996). En la Chinantla, al Norte de Oaxaca, Mexico, Meave *et al.*, (2006) encontraron que existe una variación de distintas especies de encinos

de acuerdo a diversas altitudes, por ejemplo, *Q. glaucescens* y *Q. eliptica* son dominantes entre 700 y 1400 msnm, mientras que *Quercus* aff. *eugenifolia* ocupa una posición altitudinal entre 1600 y 2000 m.

Otros estudios, refieren que las principales causas que originan la distribución espacial de las especies son la orientación, la altitud, y su posición topográfica; aunque no está determinado en que proporción influye cada una (Challenger, 1998). En Aguascalientes, hasta el año 2004 se tenían reportadas 17 especies de encinos (De la Cerda, 1999), donde se hace referencia a una distribución y abundancia general, pero no se sabe con exactitud cuales de ellas se distribuyen en mayor frecuencia y abundancia en la Sierra Fría, menos aún, cuales son las condiciones que propician su presencia o ausencia. Respecto a las coníferas, en la Sierra Fría existen dos especies de *Juniperus* (*J. deppeana* Steud y *J. martinezii* Pérez de la Rosa) una de *Cupressus* (*Cupressus lindleyi* Klotzsch), y 8 especies de pinos, de las cuales las más abundantes son *Pinus teocote* y *P. leiophylla*. Se sabe también que la mayoría de las especies de pinos se encuentran en mayor abundancia en las cañadas y de manera muy aislada en las mesetas (Siqueiros, 1989), pero se desconocen las causas que lo originan. Observaciones y trabajos realizados por algunos autores (Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008; Ibelle-Navarro, 2008) exhiben un pobre reclutamiento tanto de pinos como de encinos, lo que manifiesta la necesidad del conocimiento de las condiciones ecológicas que hacen posible que una especie esté presente o ausente en el ecosistema, información que ayudaría en gran manera a proponer estrategias de manejo (conservación, aprovechamiento y restauración) tanto para las comunidades de pinos como para los encinos.

Los objetivos de este trabajo fueron: (1) Reconocer las especies forestales arbóreas y arbustivas presentes en un área seleccionada del ANP-Sierra Fría, Ags., (2) Caracterizar su distribución y abundancia (3) Relacionar las variables ambientales involucradas en su distribución y abundancia. El análisis parte de la hipótesis de que la distribución y abundancia de las principales especies forestales de la Sierra Fría están determinadas esencialmente por la altitud, la posición y orientación topográfica, de acuerdo con Minnich *et al.*, (1994); Poulos y Camp (2005), y Álvarez-Moctezuma *et al.*, (1999) quienes sugieren un efecto significativo de estas variables en la distribución de las especies.

4.2 Materiales y Métodos

4.2.1 Delimitación del área de estudio y diseño del esquema de muestreo.

El estudio se realizó dentro del ANP Sierra Fría que tiene una superficie de 112 mil hectáreas, ubicada al noroeste del Estado de Aguascalientes con un rango altitudinal entre los 2,000 y los 3,050 msnm. Se seleccionó un área de estudio representativa de la vegetación arbóreo-arbustiva forestal de 25 mil hectáreas ubicada entre las coordenadas 102°31'31" a 102°37'44" Longitud Oeste y 22°05'47" a los 22°14'03" Latitud Norte.

En el marco de esta área de estudio con el fin de reconocer la distribución y abundancia de las especies forestales, se elaboró un plan de muestreo estratificado (Daget et Godron, 1982). Los parámetros considerados de mayor significancia en la distribución de la vegetación forestal fueron: altitud, posición topográfica, y exposición solar. El primer parámetro se definió usando un Modelo Digital de Elevación (MDE) del ANP-Sierra Fría y elaborando un “Grid” de acuerdo a cinco diferentes categorías: i) 2000-2200 msmn, ii)

2200-2400, iii) 2400-2600, iv) 2600-2800, y v) >2800, puesto que la altitud del ANP oscila entre 2000 y 3050 m (Fig. 1a).

Para ubicar los estratos altitudinales, se generaron las curvas de nivel de la zona de estudio definidas con el MDE. La exposición solar fue determinada usando un mapa de exposiciones derivado de una imagen SPOT 2003[®] y la sobre posición del MDE de la zona de estudio. Posteriormente se elaboró un mapa de rejillas usando el software Arcview 3.3 (Fig. 1a). La posición topográfica (cóncava, convexa y terreno plano) fue definida con base a la pendiente del sitio, donde los sitios con pendiente $\leq 10\%$ fueron terrenos planos; entre 10 y 25 % terrenos cóncavos y con pendiente $\geq 25\%$ fueron considerados como convexos.

4.2.2 Reconocimiento y caracterización de las especies forestales arbóreas y arbustivas.

Con el propósito de reconocer la diversidad arbórea y arbustiva en el área estudiada, a partir del esquema de muestreo establecido, se realizaron 60 inventarios fitoecológicos en 60 diferentes sitios ecológicos. Una vez seleccionados los estratos, los sitios fueron determinados al azar (Cuadro 4.1).

Cuadro 4.1. Número de muestreos realizados en diferentes niveles altitudinales, posiciones topográficas y exposiciones solares, derivados del sistema de muestreo.

Niveles altitudinales	Posición topográfica								Total	
	Cóncava				Convexa					
	N	S	E	W	N	S	E	W		
2000-2200	0	0	0	0	1	1	0	0	1	3
2200-2400	0	1	0	0	3	2	0	0	0	6
2400-2600	8	4	1	1	8	3	0	0	3	28
2600-2800	2	0	0	1	4	3	0	0	11	21
> 2800	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Totales	12	5	1	2	16	9	0	0	15	60
Total de inventarios					60					

‡ Las intersecciones entre líneas y columnas cuyo valor es cero, indican áreas con poca representatividad en el paisaje y en consecuencia una ausencia de muestreos.

En campo, los muestreos se realizaron en parcelas rectangulares de 600 m², con una línea central de 100 m de longitud y dos líneas laterales de 3 m cada una. En cada uno de los inventarios se determinó la frecuencia de las especies presentes, midiendo tanto la vegetación, como las variables ambientales. Se consideraron árboles aquellos individuos con $DAP \leq 5\text{cm}$ y altura $\geq 1.50\text{ m}$. Las variables ambientales consideradas incluyeron la altitud, pendiente (en %), la exposición solar (N, S, E, W), fisiografía (planicie, lomerío, meseta, ladera media, ladera alta, fondo de barranco, arroyo) y la posición topográfica del sitio. A la par, se registraron variables de manejo, tales como el tipo de utilización del terreno y la intensidad del aprovechamiento. Cada uno de los puntos muestreados fue georreferido en Unidades Temáticas de Mercator (UTM) y plasmado en una imagen satelital Spot® 2003 (fig. 4.1 a y b).

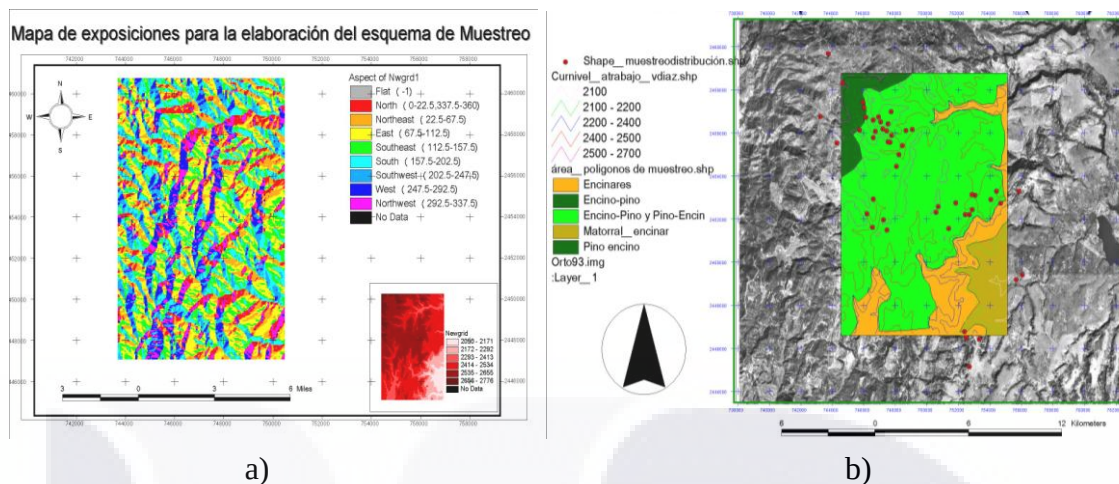


Figura 1. (a) mapa de exposiciones solares, elaborado a partir de un modelo digital de elevación y un GRID (Modelo de rejillas) usado para delimitar la distribución de puntos de muestreo y (b) mapa de distribución de los inventarios de vegetación en función de la altitud, ambos en escala 1:25,000. Nótese en el segundo mapa la distribución de puntos en áreas homogéneas de acuerdo a las categorías de altitudes (colores distintos) y sus curvas de nivel. Fuente: Díaz-Núñez (2008).

En campo, la identificación de especies estuvo basada en las claves generadas por De la Cerda (1999) en el caso de los encinos y Siqueiros (1989) para coníferas. Las especies desconocidas fueron colectadas en prensas botánicas, y verificadas en los herbarios de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HBUAA) y la Universidad Nacional Autónoma de México (HBUNAM).

4.2.3 Caracterización de la distribución y abundancia de la vegetación arbóreo-arbustiva.

Para determinar la distribución de las especies forestales arbóreas y arbustivas, se cuantificó la cantidad de veces que una misma especie apareció en los 60 sitios ecológicos muestreados. Para el muestreo de especies consideradas como de distribución restringida (como en el caso de *Quercus cocolobifolia* Trel., *Pinus chihuahuana*, y *Pinus duranguensis* var. *quinquefoliata*), se recurrió a la información generada por De la cerda (1999) y

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Siquéiros (1989) derivando en muestreos dirigidos a sitios específicos. Las especies más ampliamente distribuidas fueron aquellas que aparecieron en el mayor número de sitios.

La abundancia de especies se determinó mediante la técnica presencia-ausencia (Daget et Godrón, 1982), evaluando el número de veces que una misma especie estuvo presente sobre la línea de 100 m (frecuencia). La frecuencia relativa fue obtenida mediante la formula:

$F_{\text{relativa}} = F_{\text{spp/sitio}}/100$; donde $F_{\text{spp/sitio}}$, es el número de ocasiones que una misma especie apareció en la línea.

Posteriormente se generó un índice de abundancia relativa, usando la fórmula:

$IA_{\text{Spp.}} = \sum \text{Frecuencias relativas} / \text{Número de sitios muestreados}$;

$IA_{\text{Spp.}}$ = Índice de abundancia de cada una de las especies identificadas

$\sum \text{Frecuencias relativas}$ = Suma de las frecuencias relativas de la especie en los sitios muestreados.

Con estos datos, se construyeron tanto gráficas de distribución, como de abundancia de las principales especies forestales arbóreo-arbustivas. Con los datos obtenidos del análisis florístico, se calculó la riqueza de especies y los índices de diversidad por sitio y nivel altitudinal, usando el índice de diversidad α de Shannon Wiener, mediante el software Species Diversity and Richness[®] (Pisces Conservation LTD) que permite hacer comparaciones de diversidad de especies entre sitios.

4.2.4 Análisis de los factores ambientales relacionados con la distribución y abundancia de las especies forestales.

De 50 especies encontradas, seleccionamos las 5 especies más frecuentes/sitio y posteriormente, se calculó su valor de importancia mediante la ecuación:

$VI = HF/ns$, donde:

HF = Número de veces donde una especie fue más frecuente en los sitios muestreados

ns = No. sitios muestreados.

El análisis de los factores implicados en la distribución de las especies fue solamente para aquellas con $VI \geq 0.02$ (al menos 2 veces más frecuente) y ≤ 1 (60 veces más frecuente). El análisis estadístico consistió en el método multivariado de Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA, Por sus siglas en inglés, Terbraak y Smîlower, 1998), mediante el cual se incorporan tanto las especies como las variables ambientales consideradas como responsables de su presencia, ausencia y abundancia. Los Eigen Vectores con mayor peso estadístico (Prueba de Monte Carlo, $\alpha \leq 0.05$) constituyen los ejes rectores, la magnitud de los Eigen Vectores (extensión de las flechas) proporciona la relación que existe entre una o un grupo de especies y las variables ambientales con mayor peso, para determinar su presencia y/o ausencia, en el análisis se utilizó el software CANOCO[®] (TerBraak y Smîlauer, 1998).[®]

4.3 Resultados

4.3.1 Las especies forestales presentes en la Sierra Fría, Aguascalientes.

En los 60 sitios analizados se identificaron 50 especies forestales arbóreas y arbustivas, pertenecientes a 20 familias y 27 géneros diferentes (Cuadro 4.2). El 47 % (n= 24) de las especies son consideradas árboles (altura ≥ 3.5 m) y el 53 % (n= 27) son arbustos, aunque algunas especies pueden comportarse de las dos formas, de acuerdo a su etapa de madurez, perturbaciones presentes o a las condiciones ambientales de sitio. Las familias mejor representadas fueron *Fagaceae* (11 especies), *Pinaceae* (ocho especies) y *Ericaceae* (cinco especies).

Cuadro 4.2. Listado de especies forestales arbóreas y arbustivas encontradas en un área heterogénea en el ANP-Sierra Fría, Aguascalientes

Especie	Clave	Nombre común*	Familia	Clasificación Forestal**	Uso [‡]	Reporte***
<i>Acacia farnesiana</i>	Acafar	Huizache	Leguminosae	Ab	Nu	Si
<i>Asclepias linearis</i>	Aline	Romerillo	Apocynaceae	Ab	Nu	Si
<i>Arbutus arizonica</i>	Aariz	Madroño	Ericaceae	Ar	El	Si
<i>Arbutus xalapensis</i>	Axala	Madroño rojo	Ericaceae	Ar	El	Si
<i>Arbutus glandulosa</i>	Aglan	Madroño blanco	Ericaceae	Ar	El	Si
<i>Arctostaphylos pungens</i>	Apun	Manzanita	Ericaceae	Ab	El	Si
<i>Budleia scordioides</i>	Bsco	Vara blanca	Compositae	Ab	Fr	Si
<i>Budleia cordata</i>	Bcor	Tepozan	Compositae	Ab	Fr	Si
<i>Bursera fagaroides</i>	Burfaga	Venadilla	Burseraceae	Ab	Nu	Si
<i>Comerostaphyllis spp.</i>	Comesp	Pacuato	Ericaceae	Ab	Med	Si
<i>Dalea bicolor</i>	Dabic	Engordacabra	Fabaceae	Ab	Fr	Si
<i>Dasyllirion acotriche</i>	Dasaco	Sotol	Agavaceae	Ab	Nu	Si
<i>Dodonaea viscosa</i>	Dovisc	Jarilla	Sapindaceae	Ab	Med	Si
<i>Eucaliptus camaldulensis</i>	Eucamal	Eucalipto	Myrtaceae	Ar	Nu	Si
<i>Fraxinus uhdei</i>	Frauhd	Fresno	Oleaceae	Ar	Nu	Si
<i>Garria ovata</i>	Garova	planta peluda	Garryaceae	Ab	Nu	Si
<i>Pinus chihuahuana</i>	Pinchi	Pino prieto	Pinaceae	Ar	Nu	Si
<i>Pinus duranguensis</i> Mart.	PiduM	Pino verde	Pinaceae	Ar	Oc	Si
<i>Pinus duranguensis</i> f. <i>quinquefoliata</i>	PiduQ	Pino verde	Pinaceae	Ar	Nu	Si
<i>Pinus leiophylla</i>	Pile	Pino prieto	Pinaceae	Ar	Nu	Si
<i>Pinus lumholtzii</i>	Pilum	Pino llorón	Pinaceae	Ar	Nu	Si
<i>Pinus michoacana</i>	Pimich	Pino barbón	Pinaceae	Ar	Nu	Si
<i>Pinus cembroides</i>	Picem	Pino chaparro	Pinaceae	Ar	Nu	Si
<i>Prosopis laevigata</i>	Prolae	Mesquite	Pinaceae	Ab	Nu	Si
<i>Pinus teocote</i>	Pinteo	Pino	Pinaceae	Ar	Oc	Si
<i>Jatropha dioica</i>	Jadio	Sangre de grado	Euphorbiaceae	Ab	Nu	Si
<i>Juniperus flácida</i>	Jufla	Olmo triste	Cupresaceae	Ab	Nu	Si
<i>Juniperus deppeana</i>	Judep	Táscate	Cupresaceae	Ar	El-Pt	Si
<i>Juniperus duranguensis</i>	Judur	Cedro chino	Cupresaceae	Ab	Nu	Nuevo
<i>Opuntia leucotricha</i>	Opuleu	Nopal duraznillo	Cactaceae	Ab	Nu	Si
<i>Opuntia streptacantha</i>	Opust	Nopal cardón	Cactaceae	Ab	Nu	Si
<i>Prunus serótina</i>	Pruser	Cerezo negro	Rosaceae	Ab	Ft	Si
<i>Quercus coccolobifolia</i>	Queco	Palo manzano	Fagaceae	Ar	El	Si
<i>Quercus chihuahuensis</i>	Quechih	Palo blanco	Fagaceae	Ar	El	Si
<i>Quercus laeta</i>	Quela	Palo blanco	Fagaceae	Ar	El	Si
<i>Quercus grisea</i>	Quegri	Palo chino	Fagaceae	Ar	El	Si
<i>Quercus potosina</i>	Quepo	Palo chaparro	Fagaceae	Ar	El	Si
<i>Quercus microphylla</i>	Quemic	Chaparrito	Fagaceae	Ab	Nu	Si
<i>Quercus resinosa</i>	Queres	Encino hojudo	Fagaceae	Ar	Ehj	Si
<i>Quercus rugosa</i>	Querug	Palo blanco	Fagaceae	Ar	El	Si
<i>Quercus sideroxyla</i>	Quersid	Palo rojo	Fagaceae	Ar	El-Eh	Si
<i>Quercus eduardii</i>	Queredu	Palo rojo	Fagaceae	Ar	El-Eh	Si
<i>Quercus sp.</i>	Encino 1	Encino	Fagaceae	Ab	El	Si
<i>Quercus obtusata</i>	Querobt	Encino	Fagaceae	Ab	El	Nuevo
<i>Yucca filifera</i>	Yufi	Palma	Agavaceae	Ab	Nu	Si

<i>Odontotrichum amplum</i>	<i>Adoamp</i>	Vaquerilla	<i>Asteraceae</i>	Ab	Nu	Si
		Gatuño de la			Nu	
<i>Phytocellobium leptophyllum</i>	<i>Phylep</i>	sierra	<i>Leguminosae</i>	Ab		Si
<i>Eisenhardtia polystachya</i>	<i>Eipol</i>	Varaduz	<i>Fabaceae</i>	Ab	Nu	Si
<i>Crataegus spp.</i>	<i>Crasp</i>	Tejocote	<i>Rosaceae</i>	Ar	Nu	Nuevo
<i>Quercus sp-2</i>	<i>Encino 2</i>	Encino	<i>Fagaceae</i>	Ab	Nu	Si
<i>Ipomoea stans</i>	<i>Ipost</i>	Galuzá	<i>Convolvulaceae</i>	Ab	Nu	Si

* Los nombres comunes fueron proporcionados por los habitantes de la comunidad “La Congoja” y no necesariamente corresponden al nombre común en otras localidades donde pudieran encontrarse estas especies.

** Dentro de la Clasificación Forestal, Ar= Árbol y Ab= Arbusto.

*** Los reportes corresponden a la flora identificada con anterioridad, los nuevos reportes, corresponden a individuos identificados en este trabajo

¥ El uso de las especies forestales encontradas, depende de la experiencia de los gestores del bosque, de este modo, Nu = Ningún uso; El = Extracción de leña; Fr = Uso como planta de forraje; Med =Uso medicinal; Pt = Uso maderable, para la extracción como postes; Oc =Ocoteo; Ehj = Extracción de hojas para adornos; Eh = Elaboración de herramientas

4.3.2 Distribución y abundancia de las especies forestales arbóreo-arbustivas.

Las especies más ampliamente distribuidas, corresponden a los géneros *Juniperus* (cedros o táscates), *Quercus* (encinos) y *Arbutus* (madroños). *J. deppeana* es la especie mejor distribuida en el paisaje de la Sierra Fría, debido probablemente a que es una especie considerada como pionera en la recuperación del paisaje después de un disturbio. La segunda especie con mayor distribución es *Quercus potosina* (22 %), mientras que *Arctostaphylos pungens* se distribuyó en 18 % de los sitios analizados, los madroños (*Arbutus xalapensis* y *A. glandulosa*) tuvieron una distribución de moderada a regular en el paisaje (17 y 15 % respectivamente; figura 4.2).

Los índices de abundancia, reflejan que de las 51 especies identificadas, 6 son las que poseen los índices de abundancia más altos, con una amplia representación en el paisaje de la Sierra Fría. *Q. potosina*, es la especie mejor representada en el paisaje, con el índice de abundancia más alto ($ia = 0.1585$). *J. deppeana*, es la segunda especie con mayor

abundancia ($ia = 0.1102$), siendo también la de mayor distribución. Del género *Pinus*, *P. leiophylla* es la más abundante, por encima de la manzanita (*Arctostaphylos pungens*) y de los encinos rojos (*Q. sideroxyla* y *Q. eduardii*). Las manzanitas (*Arctostaphylos pungens*) poseen un $ia = 0.0685$, en tanto que los encinos rojos, *Q. eduardii* y *Q. sideroxyla* poseen los índices de abundancia más bajos (0.0670 y 0.0653), pero constituyen la 6ª y 7ª especies en orden de abundancia en el área analizada (figura 4.3).

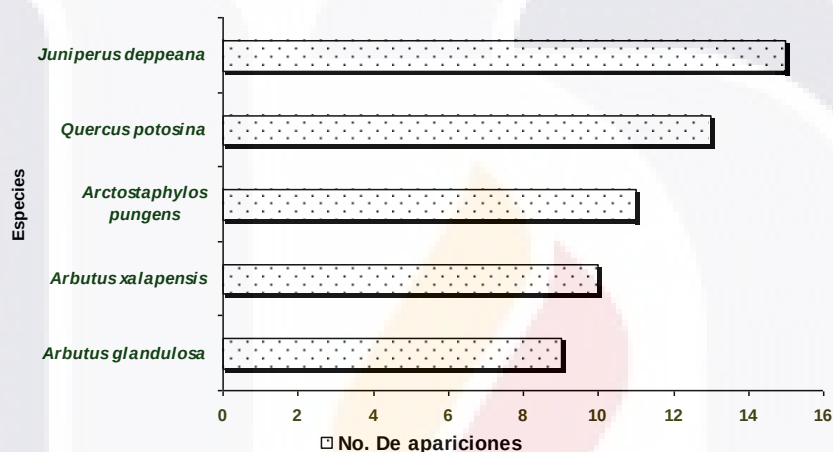


Figura 4.2. Especies forestales con mayor distribución en el área de estudio dentro del ANP-Sierra Fría

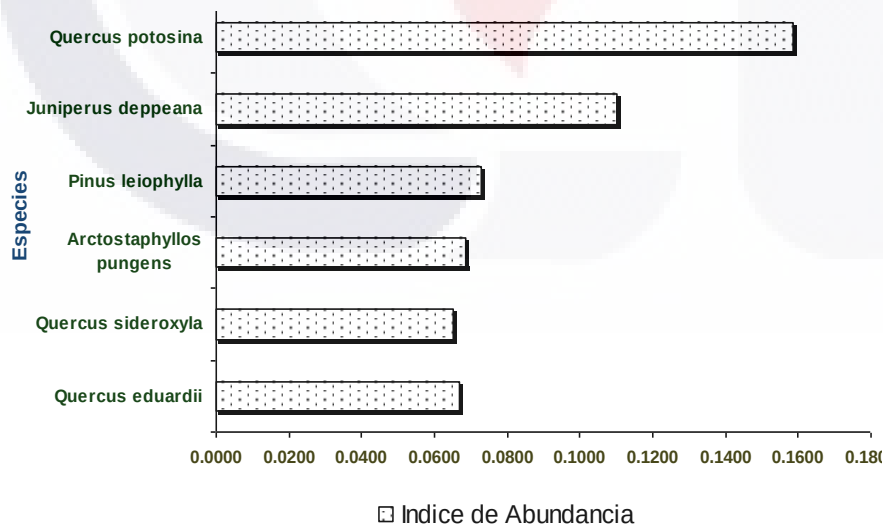


Figura 4.3. Índices de abundancia de las especies más representadas en 25 km^2 en el ANP-Sierra Fría, Aguascalientes. El valor máximo del índice de abundancia podría ser 1.

Existen especies como el caso de *Pinus chihuahuana*, *Pinus lumholtzii* y *Pinus duranguensis* cuya distribución se restringe a lugares muy específicos pero su población es abundante en esos lugares. Además, en el área estudiada se encontraron dos especies y un género con nuevo reporte para el ANP Sierra Fría, *Juniperus duranguensis* Steud, *Quercus obtusata* Humb. & Bonpl. y *Crataegus* sp.

4.3.2.1 Índices de Diversidad.

Los índices de diversidad α obtenidos en cada uno de los muestreos reflejan que la mayor diversidad se encuentra en aquellos sitios cuya altitud oscila entre los 2400 y 2600 msnm, principalmente en las barrancas y lugares de difícil acceso. Por el contrario, los índices más bajos, se presentan en aquellos lugares cuya altitud es inferior a los 2400 msnm (Cuadro 4.3), ubicados en terrenos planos, con un manejo intensivo y alta accesibilidad tanto para los visitantes, como para la extracción de recursos como leña y frutos aprovechables.

Cuadro 4.3. Índices de diversidad α en cada uno de los muestreos fitoecológicos.

Sitio	Rango altitudinal	Índice de Diversidad (H)	Sitio	Rango altitudinal	Índice de Diversidad (H)
1	2400-2600	1.9459	26	2200-2400	1.3863
2	2600-2800	1.7918	27	2000-2200	2.0794
3	2400-2600	1.9459	28	2400-2600	0.69315
4	2200-2400	1.7918	29	2800-3000	1.3863
5	2400-2600	2.3979	30	2600-2800	2.3979
6	2600-2800	1.3863	31	2400-2600	1.9459
7		1.6094	32	2600-2800	1.0986
8	2400-2600	1.7918	33		1.7918
9	2600-2800	1.3863	34	2400-2600	1.0986
10		2.1972	35		1.0986
11		1.7918	36		1.6094
12		2.1972	37	2600-2800	2.1972
13	2400-2600	1.9459	38		0.69315
14		1.9459	39		1.3863
15	2400-2600	1.0986	40		0.69315
16	2200-2400	1.3863	41	2400-2600	1.0986
17		1.3863	42	2000-2200	1.6094
18		1.0986	43		1.7918
19		1.0986	44	2200-2400	2.0794
20	2400-2600	1.6094	45		0.69315
21		1.7918	46		1.3863
22	2600-2800	1.6094	47	2400-2600	0.69315
23		1.9459	48		1.0986
24	2400-2600	1.0986	49		2.4849
25		0.69315	50	2400-2600	0.69300

4.3.3 Relación de las variables ambientales con la distribución y abundancia de especies forestales. Altitud y posición topográfica.

El análisis de la distribución de especies de acuerdo a los gradientes altitudinales y posiciones topográficas específicas muestra que el estrato altitudinal entre 2000 y 2200 m, es el que menor cantidad de especies arbóreas y arbustivas alberga, probablemente debido a la menor precipitación o a las actividades de manejo que en es sujeta (principalmente pastoreo). Las especies mejor representadas en este rango pertenecen a matorral xerófilo, y tres de ellas, *Dodonaea viscosa*, *Phytocellobium leptophyllum*, y *Odontotrichum amplum*, son consideradas como indicadoras de sobrepastoreo. A partir del segundo estrato (2200 a 2400 msnm) comienzan a distribuirse las especies típicas de Bosque de Clima Templado (*Pinus* spp y *Quercus* spp.). También se encontraron individuos aislados de *Quercus resinosa* en altitudes mayores (cuadro 4.4).

Cuadro 4. 4. Distribución de las especies dominantes por estratos altitudinales



Quercus chihuahuensis
Quercus sideroxyla
Arbutus xalapensis
Pinus lumholtzii
Juniperus duranguensis
Quercus cocolobifolia
Quercus grisea
Quercus laeta



¥ La distribución de las especies en los distintos gradientes altitudinales estuvo en función de las 10 especies dominantes (obtenido de la frecuencia/sitio) en cada estrato altitudinal.

± Las altitudes (A1-A5) están calculadas en m*1000

‡ Las barras en color verde indican que esa especie es abundante en los niveles altitudinales donde se le encontró. Por el contrario, las franjas negras, indican que la especie está presente, pero en bajas densidades.

⌘ Las leyendas dentro de las barras indican relieves específicos donde se encontraron frecuentemente estas especies Cv= Sitios Cóncavos, Cx= Sitios Convexos y Tp= Terrenos planos. Se omitió definir el relieve para cada una de las especies dada la redundancia en los tres tipos de relieves.

De las especies de coníferas dominantes en el ANP-Sierra Fría, *Pinus leiophylla* y *P. teocote* se distribuyen en altitudes que oscilan entre los 2400 y 2600 msnm y de manera aislada, entre los 2600 y 2800 msnm principalmente en barrancas con relieves cóncavos y convexos. De manera aislada, *P. leiophylla* también se localiza en mesetas a 2700 m de altitud (Mesa del Águila y Mesa del Aserradero). Los encinos rojos (*Q. eduardii* y *Q. sideroxyla*) se distribuyen en altitudes de 2400 a 2600 msnm, principalmente situados en barrancas (ver cuadro 4.4).

El estrato que contiene la mayor cantidad de especies es el comprendido entre 2600 y 2800 m. Aquí las principales especies son *Quercus* spp. y *Pinus* spp. Las especies *Juniperus duranguensis*, *Pinus lumholtzii* y *Quercus cocolobifolia* restringen su distribución a

altitudes entre 2600 y 2800 m, usualmente en suelos altamente perturbados, formando colonias entre ellas.

4.3.3.1 Factores implicados en la distribución de especies forestales.

El Análisis de Correspondencias Canónicas mostró que los dos primeros eigen valores presentaron valores relativamente altos (0.606 y 0.514, respectivamente). La correlación especie-ambiente fue alta en todos los ejes; sin embargo, fue mayor en los dos primeros, $r = 0.983$ en el primero y $r = 0.964$ en el segundo (cuadro 4.5).

La suma de las varianzas en los dos primeros ejes canónicos explica 27 % de la variación en la composición de las especies analizadas; sin embargo, es hasta el eje 4 que se explica un porcentaje relativamente alto de la varianza acumulada de la relación especie-ambiente, la cual mide el grado de la relación entre estos dos factores (Cuadro 4.5).

Cuadro 4.5. Eigen valores, varianza y pruebas de significancia de Montecarlo obtenidas mediante el análisis de Correspondencias Canónicas

Factores de evaluación	Ejes canónicos				Total de Inercia
	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	
Eigen valores	0.606	0.514	0.387	0.315	4.144
Correlaciones especie-ambiente	0.983	0.964	0.949	0.876	
Porcentaje de varianza acumulativa					
De especies	14.6	27	36.4	44	
De la relación especie- ambiente	19.4	35.9	48.3	58.4	
Suma de todos los Eigen valores					4.144
Suma de todos los Eigen valores canónicos					3.119
Prueba de significancia del primer eje canónico: Eigen valor = 0.606; F =3.595; p_level = 0.0020					
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos: Traza =3.119; F = 1.728; p_level =0.0020					

El eje 1 explica un 14.6 % de la variación en la distribución de las especies forestales arbóreas y arbustivas analizadas y puede ser considerado para representar a la posición cóncava, que presentó el mayor índice de correlación, aunque también correlacionaron positivamente de manera significativa (prueba de Montecarlo $F = 3.95$; $P < 0.01$) la exposición solar Norte, la fisiografía de ladera baja y la cobertura forestal tipo 4 (50-70 % de cobertura de dosel). En el mismo eje 1, correlacionaron negativamente las posiciones planas. Los componentes más importantes del eje 2 fueron la altitud 3 (2400-2600 m), la pendiente tipo 2 (5-10 %), la fisiografía en fondo de barranco y el uso del terreno, estas variables expresaron una correlación negativa. Positivamente, en el eje 2 se presentaron la fisiografía de ladera baja, el tipo 2 de explotación y el uso 1 del terreno. Estas dos últimas variables se asignan a lugares en los que no es visible ningún tipo de aprovechamiento, sitio en conservación.

En el eje 3, presentaron una correlación positiva la altitud 5 (> 2800 m) y la fisiografía de media ladera, mientras que negativamente estuvieron correlacionadas aquellas variables indicadoras de terrenos planos. Las variables que formaron el eje 4, tuvieron los coeficientes de correlación más bajos y corresponden a los sitios con una mayor altitud (> 2800 m) y fisiografía escarpada (Cuadro 4.6).

Se encontraron grupos de especies donde las variables ambientales señaladas en el cuadro 4.6 tuvieron influencia sobre su distribución geográfica. De esa manera, ninguna especie tuvo una variable ambiental determinante en su presencia o ausencia (figura 4.4 a y b).

Cuadro 4.6. Coeficientes de correlación obtenidos entre los ejes canónicos y las variables ambientales, obtenidos mediante ACC en el paisaje de la Sierra Fría, en Aguascalientes, México.

Variables ambientales	Correlaciones de las variables ambientales en los ejes canónicos			
	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Altitud 3		-0.5479		
Altitud 5			0.3241	0.2707
Posición Cóncava	0.6298			
Terreno plano	-0.4823		-0.3036	
Pendiente 1			-0.3333	
Pendiente 2		-0.3198		
Exposición Norte	0.4326			
Planicie	-0.4823		-0.3036	
Terreno plano	-0.4559		-0.2974	
Cumbre				-0.1606
Cumbre redonda				-0.1817
Media ladera			0.3081	
Bajo de ladera	0.5045	0.2895	-0.2385	
Fondo de barranco		-0.3103		
Cobertura 2				0.2989
Cobertura 4	0.389			
Uso tipo 1		0.4167		0.3485
Uso múltiple		-0.422		
Intensidad de explotación 1		0.291		
Intensidad de explotación 2			0.3259	
Intensidad de explotación 3			-0.3341	
Explotación tipo 2		0.3055		
Explotación tipo 7	0.4494		-0.2523	
Explotación múltiple	-0.3078			

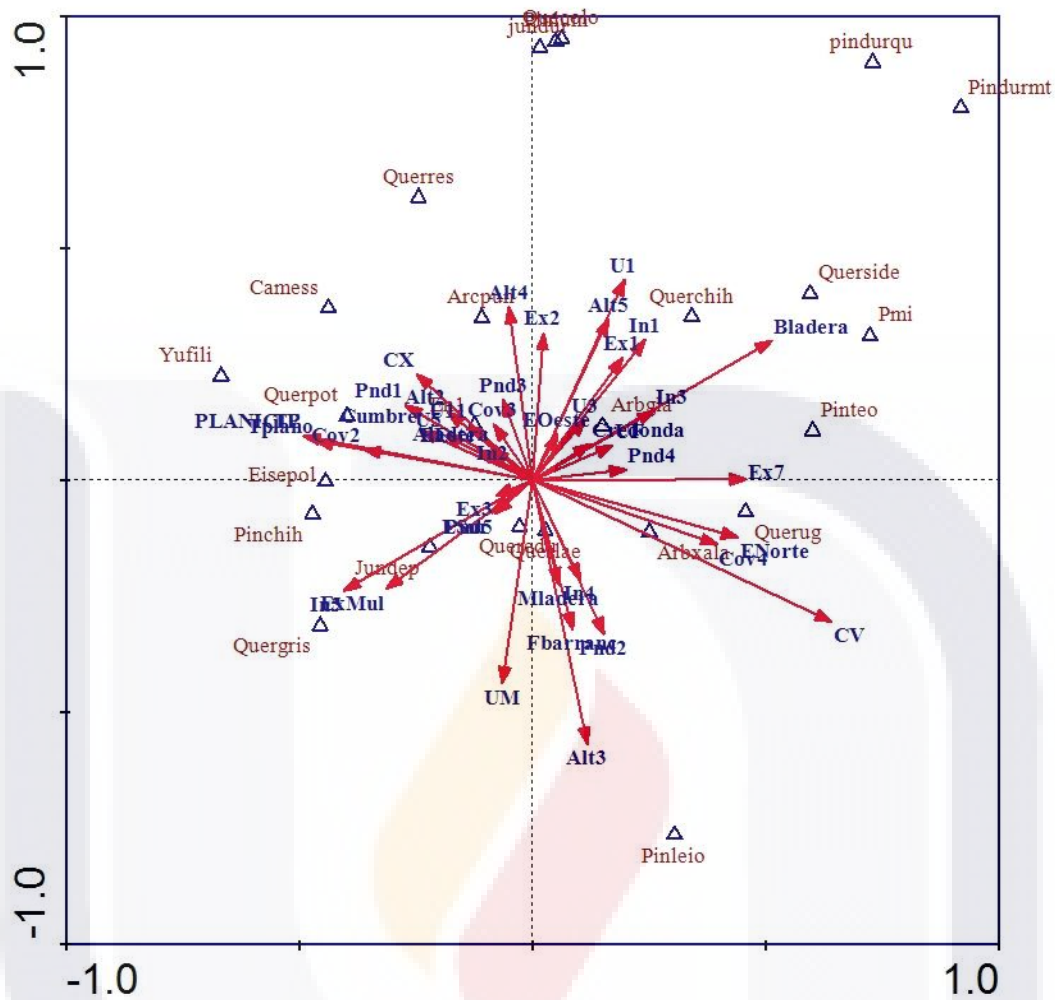


Figura a)

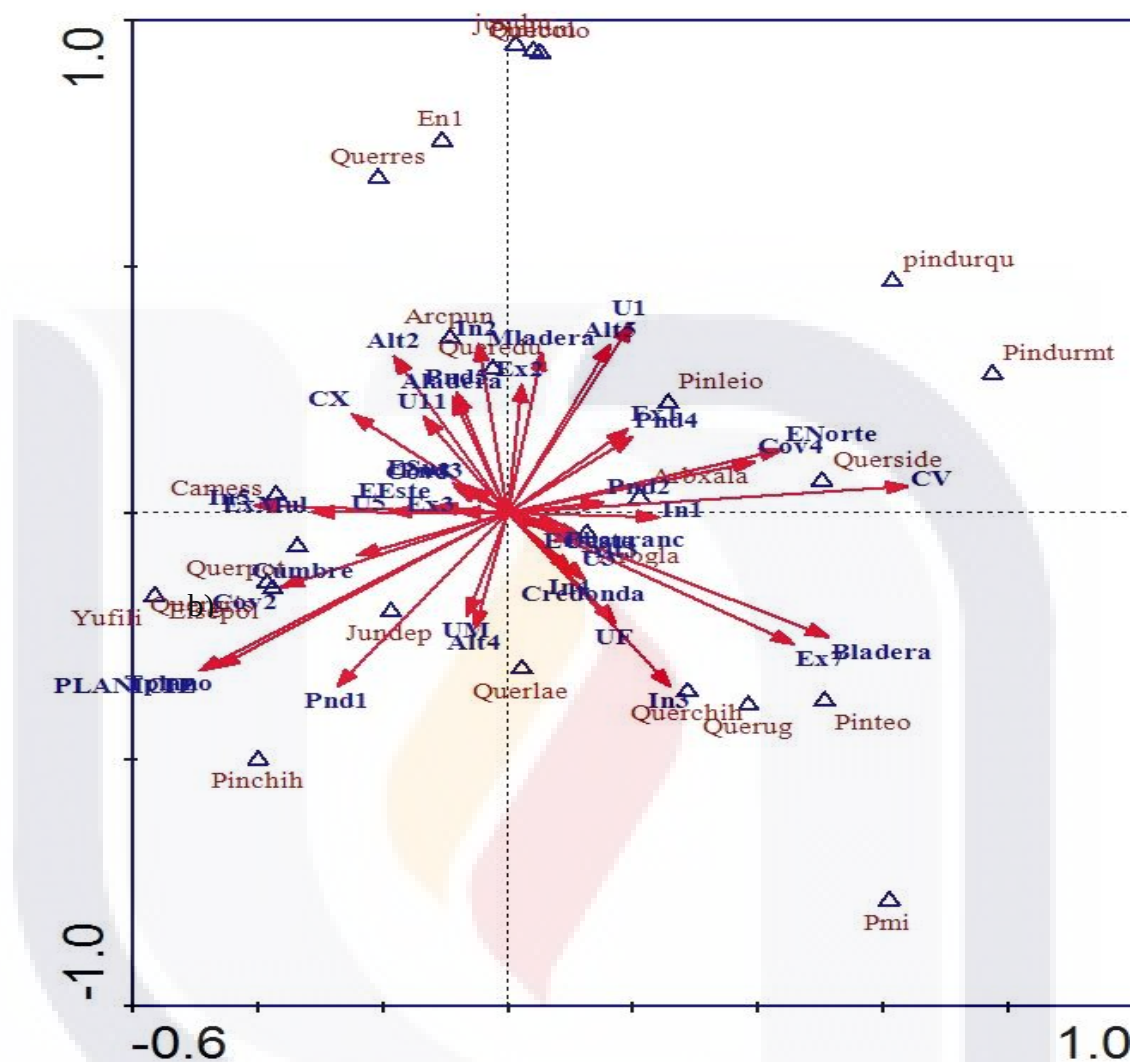


Figura b)

Figura 4.4 (a) Diagrama de los ejes 1 y 2 generados en el análisis de CCA, donde convergen las especies analizadas y las variables ambientales con una probable influencia en su distribución dentro del paisaje. (b) Ejes 2 y 3, donde en el CCA se expresa la relación existente entre las variables ambientales evaluadas y las especies forestales analizadas

Cuadro 4.7. Matriz de correlaciones canónicas entre las especies analizadas y los descriptores ambientales analizados

V. ambientales	Ax	Ab	Ap	Css	Pdm	Pdq	Pchi	Pl	Plu	Pmii	Pt	Jdu	Jde	Qco	Qch	Qgris	Qla	Qpo	Qress	Qru	Qsi	Qedu
Descriptor de altitudes																						
Alt2			0.55																0.75			
Alt3								0.92		0.92					0.68		-0.75			0.90		0.55
Alt4						0.52	0.78	-0.72	0.525	-0.72		0.68		0.78			0.93		-0.72	-0.72	0.81	0.70
Alt5			0.67																			
Descriptor de geoformas																						
CV	0.47			-0.81	-0.82		-0.82				0.71					-0.76		-0.56	-0.81	0.84		
CX				0.68			-0.83	-0.64		-0.83						0.81		-0.56				0.44
TP	-0.44				-0.48	-0.481		-0.48				-0.48	0.51	-0.48						-0.48	-0.48	-0.48
Descriptos de pendientes																						
Pnd1					-0.58	-0.58	1.723		-0.58	-0.58	-0.57	-0.58		-0.58			0.57	0.47		0.94		-0.53
PND2				-0.46	-0.46				-0.45								-0.45					
PND3		0.40																				
PND4																			-0.80	-0.80		
PND5			0.414																			
Descriptor de Exposiciones solares																						
ENORTE	0.58				0.77	0.93		0.75												0.93	0.65	0.65
ESUR					-0.52	-0.51	-0.51		-0.51	-0.51		-0.51		-0.51						-0.51		
EOESTE																0.82						
Descriptor de Fisiografías																						
PLANICIE	-0.439				-0.48	-0.48							0.51					0.57		-0.48		
TPLANO					-0.46	-0.46							0.52					0.50		-0.46		
CUMBRE																		0.47				
CREDONDA											0.72											
ALADERA			0.45	-0.41																		
MLADERA					-0.73		-0.89	0.59		-0.89									-0.89	-0.76		
BLADERA											0.94										0.96	
FBARRANCO								0.58														0.68
Descriptor de Coberturas de dosel (Cov = coverage)																						
COV2						0.81			0.81			0.594		0.89		0.98						
COV3				0.95	0.95		-0.71			0.95							-0.95		0.95			
COV4	0.49			-0.69	-0.69	-0.69	-0.69		-0.69	-0.69		-0.69		-0.69				-0.42	-0.69			0.68
Descriptor de los usos del terreno																						
U1																					0.68	
UF											0.75				0.75							
UM			-0.43				0.467															
Descriptor de la intensidad del uso del terreno																						
IN1					0.89					-0.95											0.87	
IN3											0.91						0.85					
IN4																						

IN5	-0.61	0.53	-				-0.61			-0.60		-0.60	-0.60		-0.60		0.86			-0.60		-0.60	
Descriptor del tipo de explotación del terreno																							
EX1																						0.64	
EX2			0.50																				
EX3					-0.74	-0.73	-0.73		-0.73	-0.73		-0.737		-0.73			-0.43		-0.73	-0.67			
EX7	0.47	0.42			-0.43	-0.42															0.60		
EXMUL				-0.79	-0.79	-0.79			-0.79	-0.79		-0.794		-0.79	-0.4				-0.79		-0.65		

Especies:

Ax = *Arbutus xalapensis*; *Ab* = *Arbutus glandulosa*; *Ap* = *Arctostaphylos pungens*; *Css* = *Comerostaphylis spp.*; *Pdm* = *Pinus duranguensis* Mtz.; *Pdq* = *Pinus duranguensis* Quinq.; *Pinus chihuahuaza*; *Pinus leiophylla*; *Pinus lumholtzii*; *Pinus michoacana*; *Pinus teocote*; *Juniperus duranguensis*; *Juniperus deppeana*; *Quercus coccolobifolia*; *Quercus chihuahuensis*; *Quercus grisea*; *Quercus laeta*; *Quercus potosina*; *Quercus resinosa*; *Quercus rugosa*; *Quercus sideroxyla*; *Quercus eduardii*.

Descriptores:

Altitudes: Alt 2 = Altitud 2, Alt3 = Altitud 3, Alt 4 = Altitud 4, Alt 5= Altitud 5;

Geoformas: Cv = Posición Cóncava, Cx = Posición Convexa, TP =Terreno plano;

Pendientes: Pnd1 = Pendiente 0-5 %, Pnd2= Pendiente 5-10 %, Pnd3 = Pendiente 10-20 %, Pnd4 = Pendiente 20-40 %, Pnd5 =Pendiente > 40 %.

Fisiografías: Mladera = Aladera = Alto de ladera, Mladera =Media ladera, Credonda = Cumbre redonda, Fbarranco = Fondo de barranco, Bjadera = Bajo de ladera.

Coberturas: Cov 1 = Cobertura clase 1, Cov 2= Cobertura clase 2, Cov 3 = Cobertura clase 3, Cov 4 = Cobertura clase 4.

Usos: U1 = Uso 1 (conservación), Uf = Uso forestal, UM = Uso multiple.

Intensidades de explotación: In1 =Intensidad 1, In3 =Intensidad 3, In4 = Intensidad 4

Tipos de explotación: Ex1 = Explotación 1, Ex2 = Explotación 2, Ex3 = Explotación 4, Ex7= Explotación 7, Exmul = Explotación múltiple

De acuerdo con el cuadro 4.7, tanto las altitudes, las geoformas y las exposiciones, son las variables que mejor separan los habitats de las diferentes especies, al presentar los mayores índices de correlación. Por ejemplo, al tomar como referencia a *Pinus leiophylla*, esta especie se desarrolla ampliamente en una altitud entre 2400 y 2600 m y en geoformas cóncavas en las laderas medias de las barrancas. Otro ejemplo claro son los encinos rojos (*Quercus eduardii* y *Q. sideroxyla*), que se distribuyen en altitudes superiores a los 2400 m, con exposiciones solares inclinadas al Norte, principalmente en laderas bajas y fondos de barranco, lo que indica lugares con acumulación de humedad y nutrientes.

La descripción completa de los índices de correlación entre las especies y las variables ambientales se aprecia en el cuadro 7 y la figura 5.

4.4 Discusión

Las 50 especies arbóreas y arbustivas encontradas en la zona de estudio muestran una diversidad vegetal alta comparativamente con otras regiones de montaña, los géneros mejor representados son *Quercus* y *Pinus*. El área estudiada alberga una pequeña porción (6.8 %) de las especies de encinos que habitan en México (161 especies; Valencia, 2004); aunque esta cifra es superior que en áreas con una extensión similar y precipitación mayor, como el caso de la Chinantla, Oaxaca, que posee solo el 3.7 % del total de las especies de encinos identificados en México. En el género *Pinus*, el área estudiada posee cerca del 17 % de las especies identificadas en México (49 especies; Styles, 1993; Sáenz-Romero *et al.*, 2003). Esta proporción, es similar a la reportada por Márquez-Linares *et al.*, (1999) en un área de bosque de pino-encino, en Durango, Mex., donde registraron ocho especies de pino. En relación con la estación científica “Las Joyas”, en la Reserva de la Biósfera Sierra de

Manantlán, la diversidad de *Quercus* (16 spp.) es similar a la Sierra Fría. Sin embargo, la diversidad de pinos en la Sierra Fría es superior a la de Las Joyas, ya que esta última sólo cuenta con 2 spp. (Cuevas-Guzmán *et al.*, 2004). En la Sierra de Órganos, en Zacatecas, sólo existen cuatro especies de encinos y dos de pinos (Enríquez-Enríquez *et al.*, 2003).

Las especies mejor distribuidas y abundantes son *Q. potosina* y *J. deppeana*, una explicación a esto es que, *Q. potosina* siempre ha sido la especie dominante, sobre todo en las planicies y mesetas, y después de los disturbios ocurridos en la Sierra Fría durante el periodo comprendido entre 1920 y 1940 (Minnich *et al.*, 1994). La especie pionera en la recuperación ha sido *J. deppeana* (Díaz *et al.*, 2008). De acuerdo a los resultados obtenidos, la especie *Pinus leiophylla*, aunque restringida a lugares húmedos y altitudes superiores a los 2,500 m, es una especie abundante, contrariamente a los reportes de Siqueiros (1989), donde reporta una población reducida y con una tendencia hacia la disminución.

Los índices de diversidad α de Shannon Wiener por cada estrato altitudinal sugieren que entre 2400 y 2600 msnm, el paisaje denota una mejor conservación de la vegetación y considerando que el ANP-Sierra Fría no cuenta con un plan de manejo bien establecido (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994), adicionalmente a que una alta diversidad es una de las demandas señaladas para conformar las ANP (CONANP, 2009), el territorio comprendido en este rango altitudinal podría ser considerado el área prioritaria para la conservación en este ecosistema.

Cuando se analiza la relación especie-ambiente, la mayoría de los estudios aborda una especie o un género en específico (Poulos y Camp, 2005; Meave *et al.*, 2006); sin embargo, son muy pocos los trabajos donde se analiza el componente vegetal en su conjunto (Von Holle *et al.*, 2003; Von Holle y Motzkin, 2007). El análisis de los factores implicados en la

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

distribución y abundancia de las especies, sugiere que la relación especie-ambiente es determinante en la distribución espacial de la vegetación en la Sierra Fría. Las variables con mayor peso fueron la altitud, el relieve, la exposición solar y la pendiente. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Poulos y Camp (2005) en el Parque Nacional del “Big Bend”, donde los factores determinantes para la distribución de la vegetación, correspondieron a la altitud y la pendiente del terreno.

La variable altitud, necesariamente tiene implícita la temperatura y la humedad. De acuerdo a la Atmósfera Estándar Internacional (ISA, 2009), la temperatura disminuye a una tasa de $6.5^{\circ}\text{C}/\text{Km}$ y de acuerdo a esta tasa, en nuestra área de estudio habría una diferencia de -5.2°C entre la zona más baja y la de mayor altitud (>2800 m). Factor que limita el establecimiento de las especies. Ejemplo de ello son las poblaciones de *Pinus* spp. que tienden a distribuirse en altitudes superiores a los 2400 m; sin embargo, específicamente *P. leiophylla* se limita a un rango de 2400-2600 y en exposiciones orientadas al Norte, lo que indica un balance hídrico favorable (Sáenz-Romero *et al.*, 2003). En el caso de los encinos, la influencia del ambiente fue más evidente en las especies *Q. eduardii*, y *Q. sideroxyla*, que se vieron afectadas por las altitudes entre 2400 y 2600 m, la exposición solar al Norte y media pendiente, variables indicadoras de menor evapotranspiración y mayor humedad, como lo sugiere Álvarez-Moctezuma *et al.*, (1999). *Q. rugosa* estuvo influida por la fisiografía de fondo de barranco, estos serían sitios con acumulación de nutrientes y altos contenido de humedad.

La distribución de especies como *J. deppeana* y *Q. potosina*, las mas abundantes y ampliamente distribuidas, están influidas por sitios planos y coberturas de dosel que varían entre 30 y 50 %. Una posible explicación es que *Q. potosina* tolera altos índices de sequía y

J. deppeana, es una especie pionera en sitios perturbados, al menos en esta zona. Por otra parte, la presencia o ausencia de las especies también puede deberse a su capacidad de dispersión o a la presencia de dispersores (Krebs, 1999), es decir, que algunas especies no están en un área, o su población es pequeña, porque no han sido capaces de colonizar esas áreas, aunque esto no fue probado en este estudio.

Los resultados obtenidos, contribuyen a describir el hábitat de las especies, factor esencial en los programas de restauración y manejo de bosques de clima templado (Jeffree y Jeffree, 1994; Álvarez-Moctezuma et al., 1999; Meave *et al.*, 2006; Rey-Benayas *et al.*, 2008), acciones que, al menos en el caso de México han evidenciado pobres resultados, sobre todo en los programas de reforestación llevados a cabo por más de 50 años, sin contar con una evaluación seria de los fracasos obtenidos en los programas de reforestación (Pérez-Salicrup, 2005), por lo que es fundamental considerar las variables ambientales, que influyen notoriamente para que una especie pueda establecerse en sitios ecológico específicos (Bazzas, 1991).

4.5 Conclusiones

Se identificaron 50 especies forestales arbóreas y arbustivas y el índice de diversidad fue mayor en el rango de 2400-2600 msnm, siendo esta el área mejor conservada. Las especies con más amplia distribución fueron *Q. potosina* y *J. deppeana*, las mismas dos especies pero en orden invertido son las más abundantes. La altitud, los relieves (geoformas), la exposición solar y la fisografía son las variables que más influyen sobre la distribución y abundancia de las especies. Se sugiere profundizar la investigación, a nivel regional, en

especies cuya distribución es restringida a sitios muy específicos, tales como *Q. coccolobifolia* y *P. lumholtzii*.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los propietarios de los predios donde se realizó el trabajo de campo, especialmente a Clemente Villalobos, del rancho Piletas por las facilidades otorgadas tanto para el desarrollo del proyecto, como para la estancia de campo. Se reconoce la participación de José de Jesús Luna Ruiz y Jorge Martínez Martínez por sus sugerencias en los métodos estadísticos empleados. De manera especial, se agradece a Jorge Morfín, Nahum Hernández, Alejandro Torres, Guadalupe de León, Luis Hernández, Sergio Esparza y Roxana Miranda, por su apoyo en el trabajo de campo.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-Moctezuma J.G., Ochoa-Gaona S., de Jong B.H.J. y Soto-Pinto M.L. 1999. Hábitat y distribución de cinco especies de *Quercus* (Fagaceae) en la Meseta Central de Chiapas. *Biología Tropical* 47: 351-358.
- Asbjornsen H., Vogt K.A. and Ashton M.S. 2004. Synergistic responses of oak, pine and shrub seedlings to edge environments and drought in a fragmented tropical highland oak forest, Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management* 192: 313-334
- Bailey R.G. 1998. Continental types and their controls. *In*: Bailey, R. G. 1998. *Ecorregions*. Springer-Verlag, New York Inc. pp. 33-50.
- Bazzaz F.A. 1991. Habitat selection in plants. *American Naturalist* 137: 116-130.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2009. CONANP.

<http://www.conanp.gob.mx> . Consultada en Junio de 2009.

Cuevas-Guazmán, R., S. E.M. García, N.M. Núñez y E. Jardel-Peláez. 2004. Flora vascular de la estación científica “Las Joyas”. En: R. Cuevas-Guzmán y E. Jardel-Peláez (eds.) 2004. Flora y vegetación de la estación científica “Las Joyas”. Petra. Autlán de Navarro, Jalisco. Pp. 119-176.

Challenger A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la biodiversidad, Instituto de Biología UNAM, Agrupación Sierra Madre. México.

Chapa-Bezanilla D., Sosa-Ramírez J. y de Alba-Ávila A. 2008. Estudio Multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14: 37-51

Daget Ph., et Godron M. 1982. Analyse de l'ecologie des espèces dans les communautés. Masson, Paris. 163p.

De la Cerda M.E. 1999. Encinos de Aguascalientes. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Segunda Edición. 77 p.

Díaz M., Pulido F.J. y Marañón T. 2003. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica de los ecosistemas adhesados. *Ecosistemas* 3: 1-10.

Díaz V., Sosa-Ramírez J., Pérez-Salicrup D.R. y Tafoya F. 2008. Análisis preliminar de la distribución y abundancia de especies forestales en la Sierra Fría, Aguascalientes. México. Memorias del IV Congreso Estatal La investigación en el Posgrado. Aguascalientes, Mex.

- Enríquez Enríquez, E.D., S.D. Koch y M.S. González-Elizondo. 2003. Flora y vegetación de la Sierra de órganos, municipio de Sombrerete, Zacatecas, México. *Acta Botánica Mexicana* 64: 45-89
- Gardiner E.S., Stanturf J.A. and Schweitzer C.J. 2004. An Afforestation System for Restoring Bottomland Hardwood Forests: Biomass Accumulation of nuttall oak seedlings interplanted beneath eastern cottonwood. *Restoration ecology* 12: 525-532
- Gobierno del estado de Aguascalientes. 1994. Declaratoria del Área Natural protegida Sierra Fría, Aguascalientes, Diario Oficial Ags. Tomo LVII, No. 5. Órgano del Gobierno Constitucional del Estado.
- Granados-Sánchez D. y López-Ríos G.F. 2000. Sucesión ecológica. Dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma Chapingo. 197 p.
- Ibelles-Navarro A. 2008. Diagnóstico del paisaje y manejo del territorio en dos zonas forestales: Sierra Fría, en Aguascalientes y Sierra de Lobos, en Guanajuato, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 102 p.
- Jeffree E.P., and Jeffree C.E. 1994. Temperature and the biogeographical distributions of species. *Functional Ecology* 8: 640-650
- Internacional Standard Atmosphere (ISA). 2009. http://en.wikipedia.org/wiki/International_Standard_Atmosphere. Consultada en Junio de 2009.
- Krebs C.K. 1993. Factors that limit distributions: Dispersal. *In*: Krebs, C.K. 1993. Ecology. John Wiley and Sons. Pp. 41-56.

- Linton M.J., Sperry J.S. and Williams D.G. 1998. Limits to water transport in *Juniperus osteosperma* and *Pinus edulis*: implications for drought tolerance and regulation of transpiration. *Functional Ecology* 12: 906-911.
- Márquez-Linares, M.A., S. González-Elizondo y R. Álvarez-Zagoya. 1999. Componentes de la diversidad arbórea en bosques de pino encino de Durango, Mex. *Madera y Bosques* 5: 67-78.
- McKevlin M.R. 1992. Guide to regeneration of bottomland hardwoods. Gen. Tech. Rep. SE-76. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station. 35 pp.
- Meave J.A., Rincón A. and Romero-Romero M.A. 2006. Oak forest of the ever Hyper-humid region of la Chinantla, Northerh Oaxaca range, Mexico. *Ecological studies* 185: 113-125.
- Millennium Ecosystem Assesment. 2005. Ecosystem and human well being. A report of the Millenium Ecosystem Assesment. 155 pp
- Minnich R.A., Sosa Ramírez J., Franco V.E., Barry W.J. y Siqueiros M.E. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes. *Investigación y Ciencia* 12: 23-29.
- Oliver C.O. and Larson B.C. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons. Update edition. pp. 88-142.
- Pérez-Salicrup D.R. 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. En: Sánchez Ó., Márquez R., Peters E. et al. (Eds). 2005. Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología SEMARNAT, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la conservación, A. C. México, D. F.

- Poulos H.M. and Camp A.E. 2005. Vegetation-Environment Relations of the Chisos Mountains, Big Bend National Park, Texas USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36. 6p.
- Rey-Benayas J. M., Bullock J.M and Newton A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front Ecol Environ* 6: 329-336.
- Saénz-Romero C., Snively A.E. and Lindig-Cisneros R. 2003. Conservation and restoration of pine forest genetic resources in Mexico. *Silvae genetica* 52: 233-237.
- Schröeter D., Cramer W. and Leemans R. 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310: 1333-1337.
- Siquéiros D.M.E. 1989. “Coníferas de Aguascalientes”. Universidad Autónoma de Aguascalientes, pp. 1-68.
- Smith W.B., Vissage J.S., Darr D.R and Sheffield R.M. 2001. Forest resources of the United States, 1997. Gen. Tech. Rep. NC-219. St. Paul, MN. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 190 p.
- Styles B.T. 1993. The genus *Pinus*: a México purview. In: Ramamoorthy T.P., Bye R., Lot A. and Fa J. (eds.). Biological diversity of Mexico: origins and distribution. New York, Oxford Univ. Press, pp 397–420 (1993).
- Sunderlin W.D., Angelsen A., Belcher B., Bongers P., Nasi R., Santoso L. and Wunder S. 2005. Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: an overview. *World Development* 39: 1383-1402.

- Sunderlin W.D., Dewi S., Puntodewo A., Müller D., Angelsen A. and Epprech M. 2008. Why forest are important for global poverty alleviation: a spatial explanation. *Ecology and Society* 13: 24-44.
- Ter Braack C.J.F. and Smilaûer P. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer power (Ithaca, NY, USA), 352 pp.
- Valencia A.S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33-53.
- Viveros-Viveros H., Sáenz-Romero C., Vargas-Hernández J. J. y López-Upton J. 2006. Variación entre procedencias de *Pinus pseudostrobus* establecidas en dos sitios en Michoacán, México. *Revista Fitotecnica Mexicana*. 29: 121-126.
- Von Holle B., Delcourt H.R and Simberloff D. 2003. The importance of biological inertia in plant community resistance to invasion. *Journal of Vegetation Science* 14: 425-432.
- Von Holle B. and Motzkin G. 2007. Historical land use and environmental determinants of nonnative plant distribution in coastal southern New England. *Biological Conservation* 136: 33-43.
- Weltzin J.F. and McPherson G.R. 2000. Implications of precipitation redistribution for shifts in temperate savanna ecotones. *Ecology* 81:1902-1913.
- Wimberly M.C. and Spies T.A. 2001. Influences of environment and disturbance of forest patterns in coastal Oregon watersheds. *Ecology* 82: 1443-1459.
- Zavala-Chavez F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. *Polibotánica*. 8: 47-64.
- Zavala-Chávez F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum*. 7: 269-276.

CAPÍTULO V.

**ASPECTOS SOCIOECOLÓGICOS EN EL MANEJO DE ECOSISTEMAS
FORESTALES EN LA SIERRA FRÍA, AGUASCALIENTES**

Resumen

Las relaciones existentes entre la sociedad y los ecosistemas naturales son fenómenos complejos; por ello, es necesario comprenderlos para emprender acciones que coadyuven a la sustentabilidad de los mismos. Por esta razón, se realizó una serie de encuestas tanto con propietarios de unidades de producción como con sus respectivos cuidadores en una zona seleccionada dentro del ANP-Sierra Fría, con el objetivo de evaluar los aspectos socioecológicos inherentes al área de estudio. El formato de entrevista constó de tres tiempos: pasado, presente y futuro en el contexto de las actividades y fenómenos causantes de las alteraciones en el paisaje forestal. Se realizaron análisis radiales de araña para observar las principales amenazas y detectar los recursos bióticos más usados. Los resultados obtenidos muestran que los disturbios mas fuertes cesaron en las décadas 80's y 90's. La extracción de leña muerta, cacería cinegética y los saneamientos forestales son las principales actividades de manejo en la actualidad, mientras que las principales amenazas son la fragmentación del hábitat y la extinción de fauna silvestre. Los principales recursos bióticos usados son la fauna silvestre para cacería cinegética, encinos, madroños y táscales, como recursos maderables. Los resultados obtenidos servirán para la planeación de estrategias de manejo de los recursos bióticos y abióticos, basadas en la percepción social del conocimiento ecosistémico en la Sierra Fría, en Aguascalientes.

Palabras clave: *entrevistas, manejo, sociedad, ecosistemas, Sierra Fría,*

Abstract

The relations between society and natural ecosystems are complex phenomena; for this reasons its necessary to understand them to propoe actions with the finality of obtain the ecosystem sustainability. We apply questionnaires to both owners and managers in a selected area in NPA-Sierra Fria, with objective of evaluate socioecological aspects in management plan at Sierra Fría, in Aguascalientes State of Central Mexico. The interview format includes three times; past, present and future in context of activities and phenomena that caused disturbance in forest landscape. We analyzed the information through of spider nets to observing and detect principal threats and the more natural resources used. Results obtained shown that disturbance stopped at decades of 80's and 90's in XX century. Actually, the principal management activities are extraction of dead firewood, cinegetic hunting, and forest sanitations, while those principal threats are forest fragmentations and wildlife extinction. Biotic and abiotic resources more used are wild life for cinegetic hunting, oaks, madrone and alligator juniper are used to dead firewood extraction. The results obtained will serve to planing management strategies about of biotic and abiotic resources, with emphasis in socioecosytems perceptions in Sierra Fria Aguascalientes, Mexico.

Keywords: *interviews, management goals, society, ecosystems, Sierra Fria*

5.1 Introducción

Hoy día, los humanos influyen sobre el desarrollo de los ecosistemas y estos sobre el desarrollo de las sociedades humanas. De esta manera, los humanos dependen completamente de los bienes y servicios ecosistémicos (Kauffman et al., 1995; *Millenium Ecosystem Assesment*, 2005). Durante la última década del siglo XX y a inicios del siglo XXI, ecólogos destacados (Holling, 1996; Christensen *et al.*, 1996; Castillo *et al.*, 2005; Lynam *et al.*, 2007) fueron pioneros en contemplar a las sociedades humanas como un factor elemental en el manejo y conservación de los ecosistemas, dada la estrecha relación existente entre las propiedades de estos (por ejemplo la resiliencia y la estabilidad) con la sociedad. En este sentido, es necesario mencionar que las interacciones sociedad-ecosistema son fenómenos complejos (Castillo *et al.*, 2005), pues aunque que en medianas y pequeñas escalas, el uso de los recursos naturales ha beneficiado a las comunidades rurales, estas mismas acciones han contribuido a la reducción del hábitat de muchas especies y han influido en el deterioro de la provisión de bienes y servicios ambientales. Por ejemplo, en ciertos lugares se ha favorecido a especies de grandes ungulados, como los Elk (*Cervus elaphus*) y los venados (*Odocoileus* spp.), que son especies con interés cinegético, pero se han dejado de lado las consecuencias que esto podría traer para otras especies (Kauffman *et al.*, 1995) así como para la estructura y composición del bosque. En otros casos, un claro ejemplo de la interacción sociedad-naturaleza se ha documentado mediante el efecto de la migración rural hacia el extranjero y hacia las grandes ciudades. Esto ha traído grandes implicaciones, por ejemplo, en paisajes agrícolas abandonados, se ha recuperado la cubierta forestal a través de la sucesión ecológica, incluso, se incrementa la extensión de los bosques (Parés-Ramos *et al.*, 2008), pero por otro, el crecimiento de la

mancha urbana requiere de una mayor provisión de alimentos y constantes cambios de uso del suelo (McCool y Kruger, 2003), lo cual representa un reto importante para los tomadores de decisiones y los científicos.

En todos los ecosistemas del planeta (Millenium Ecosystem Assesment, 2005), la importancia y necesidad de incluir las perspectivas comunitarias en el manejo de los recursos naturales es un tema relativamente reciente, pero de gran valor (Lynam et al., 2007). Comprender la relación que existe entre la naturaleza y la sociedad resulta un tema relevante, ya que en respuesta a esos factores podría estar sustentada la composición futura, la estructura y el comportamiento de la dinámica de los bosques (Binkley y Duncan, 2009). Existen varias herramientas que permiten incorporar el conocimiento de las comunidades en el manejo de los recursos naturales (Lynam *et al.*, 2007), una de ellas, es la entrevista, que permite detectar información proveniente de las comunidades y particularmente, de las personas con mayor experiencia en el ecosistema.

En una escala mundial, todos los ecosistemas han estado sujetos a disturbios, ligados a las actividades humanas principalmente, y su influencia directa e indirecta se ha incrementado durante los dos últimos siglos, poniendo en riesgo los bienes y servicios ambientales que los ecosistemas naturales proveen, como un “subsidio”. Si bien es cierto, que estas actividades extractivas han beneficiado a la sociedad en general, han sido bastante perjudiciales para el entorno natural.

Durante las décadas comprendidas entre 1920 y 1940, la Sierra Fría (conocida genéricamente con este nombre) fue objeto de intensos aprovechamientos, que generaron un deterioro en sus ecosistemas (Minnich *et al.*, 1994). Aparentemente a partir de la década de 1950 las perturbaciones ya no fueron tan intensas, lo que pudo haber generado una

recuperación en la cubierta forestal y de acuerdo a la literatura (Pickett y White, 1985; Oliver y Larson, 1996; Jardel-Peláez, 2004), se esperaría que en los sitios que antes fueron perturbados, se hubiese recuperado la vegetación original (posiblemente *Quercus* spp. y *Pinus* spp). Estudios recientes, muestran que, si bien es cierto que ha ocurrido una recuperación de la cubierta forestal, esta se presenta hasta la década de los '70, y se acentúa hasta los '90, preferentemente, con procesos de perturbación-recuperación, perturbación (Díaz *et al.*, 2008). Los mismos autores, argumentan que en el paisaje con evidencias de recuperación, la vegetación dominante está compuesta por una o dos especies máximo (*Juniperus deppeana* Steud. y *Arctostaphylos pungens* HBK), aunque Díaz (2009, datos no publicados) manifiesta que en algunos sitios es visible la aparición de especies de encinos teniendo a *J. deppeana* y *A. pungens* como nodrizas, posiblemente esta sería una etapa de reemplazo de las especies (Oliver y Larson, 1996; Jardel-Peláez, 2004). Los lugares mencionados se ubican en sitios inaccesibles a los visitantes del ANP-Sierra Fría y con actividades de manejo restringidas, lo que refuerza la hipótesis de Borman (2005), de que al excluir el paisaje de actividades como la ganadería, se favorece la trayectoria sucesional del ecosistema. Por tal motivo, es muy importante conocer las perspectivas tanto de los propietarios como de los administradores del territorio (Castillo *et al.*, 2005), a fin de determinar el tiempo de recuperación en el paisaje, así como las actividades de manejo que han favorecido tanto la recuperación como el reemplazo de las especies, las tasas de retorno de los diferentes agentes de disturbios en los ecosistemas naturales y generar prácticas de manejo que conduzcan a la sustentabilidad de los ecosistemas, pero basados en la experiencia de los usuarios de los recursos.

En este mismo sentido, resulta fundamental, encontrar una relación entre los procesos ecológicos en la Sierra Fría y los patrones sociales que inciden en este ecosistema. Dicho de otro modo, que actividades han beneficiado la recuperación de la cubierta forestal y cuales han propiciado una degradación (patrones de perturbación-recuperación, Díaz *et al.*, 2008), con la finalidad de proyectar modelos de manejo basados en la trayectoria ecosistémica a partir de actividades humanas (conservación vs aprovechamiento). Los objetivos de este trabajo fueron (a) Identificar las actividades extractivas en el pasado y establecer un relación con los cambios generados en el paisaje de la Sierra Fría, Aguascalientes, (b) Determinar los principales agentes de disturbio y sus tasas de frecuencia durante las últimas siete décadas en el ANP-Sierra Fría, (c) Detectar las principales amenazas en el ecosistema Sierra Fría, d) Detectar las actividades extractivas y los recursos bióticos usados, todo ello, mediante las visiones de manejo y trayectoria ecosistémica entre propietarios y administradores. Todas estas expectativas, cubiertas mediante una encuesta participativa. A fin de proponer estrategias de manejo adaptativo entre propietarios y administradores de ecosistemas, en este caso, en un área específica de la Sierra Fría

5.2 Materiales y Métodos

Durante las últimas dos décadas se ha reconocido a la sociedad humana como la principal fuente de disturbios en ecosistemas naturales. Por tal motivo, se realizó un muestreo dirigido a 10 propietarios y 10 cuidadores de predios forestales, dentro del Área Natural Protegida Sierra Fría. Durante los últimos 50 años, el ANP-Sierra Fría fue objeto de una aparente recuperación de la cubierta forestal. Derivado del estudio sobre la dinámica del ecosistema realizado por Díaz *et al.*, (2008), dentro de los parches que evidenciaron una recuperación en su cobertura, se eligieron 10 predios para determinar el manejo histórico y actual que se ha realizado en ellos, así como la incidencia de fenómenos y agentes de disturbio que han incidido en esos predios y han influido en un proceso de perturbación-recuperación-perturbación. Los predios elegidos y su respectiva extensión fueron: Rancho Piletas (196¹), Rancho Antrialgo (600 ha), Barranca de Juan Francisco (400), Barranca de Tinajuelas (75), Barranca de la Pinzión (125), Rancho Buen Rostro (35), Sierra Paraíso (70), Sierra Hermosa (225), Rancho San Francisco (150) y Rancho El Gauro (150). En la figura 5.1, se muestran las ubicaciones geográficas de los predios. Para cada una de las localidades se identificó a los propietarios y cuidadores (*Sensu*: administradores) de ellas y se aplicó una encuesta a cada uno por separado.

¹ Los números en paréntesis es el área de los predios donde se realizaron las encuestas, expresado en ha.

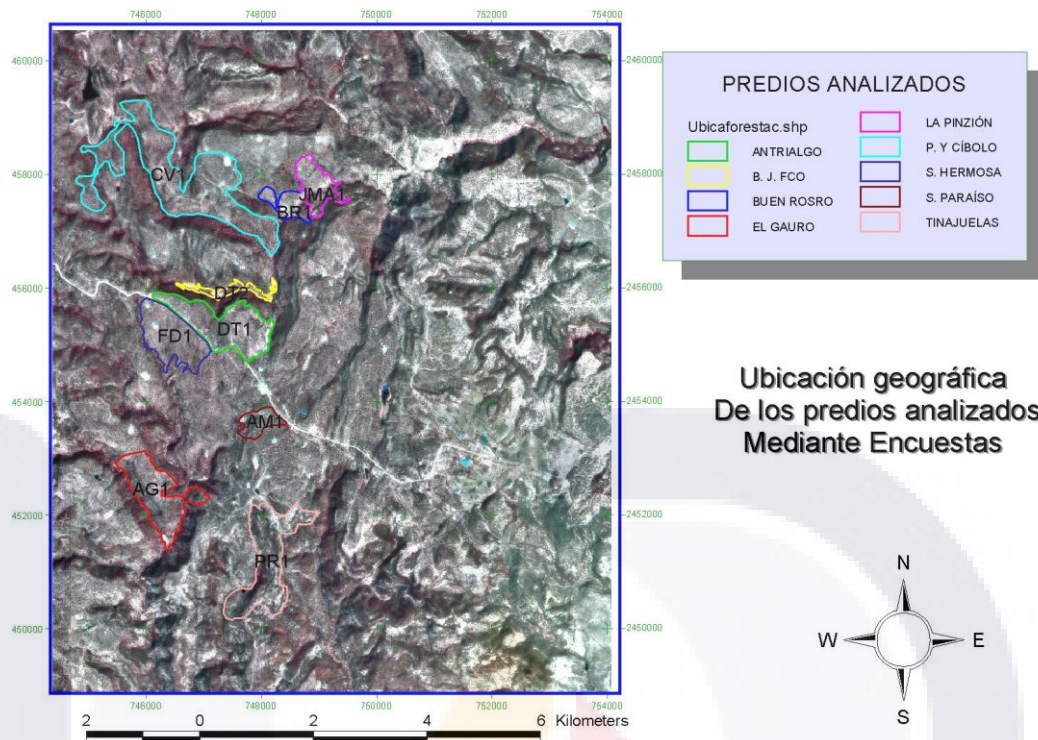


Figura 5.1. Ubicación geográfica de los predios, donde se analizaron los aspectos socio-ecológicos de la dinámica de la Sierra Fría, Aguascalientes. Los polígonos de color distinto indican predios diferentes. Los polígonos no necesariamente muestran las coordenadas exactas de los predios; sin embargo, muestran el terreno donde el paisaje ha sido dinámico

5.2.1. Elaboración de la encuesta

El formato de encuesta estuvo basado en cuatro escenarios. El primero, contempló los posibles agentes de disturbio que se presentaron durante las décadas de 1920-1950, así como la fecha en que estos cesaron de acuerdo a la experiencia tanto de los propietarios como de los administradores. El segundo escenario consistió en las principales actividades productivas que actualmente se practican, mientras que el tercer y cuarto escenario fue la evolución del paisaje acorde a las diversas actividades de manejo y las expectativas que los propietarios y administradores poseen acerca del paisaje. Se plantearon tres series de tiempo, pasado, presente y un futuro, cada uno con diferentes actividades extractivas de índole agrícola, pecuaria y forestal. Como aprovechamiento forestal se contempló la

elaboración de carbón, la extracción de leña, fustes para postería y en caso de existir, el aprovechamiento de recursos forestales no maderables. El tiempo de abandono de las actividades extractivas se planteó en < 5 años (reciente), ≤ 20 años (intermedio) y ≥ 20 años, como la tasa máxima de abandono de las actividades.

Los disturbios que afectaron en el pasado y que actualmente inciden en el ANP-Sierra Fría fueron catalogadas en naturales (fenómenos meteorológicos, plagas, enfermedades y plantas invasivas) y sus tasas de frecuencia se estimaron en < 5 años, 5-10 años, 10-20 años, 20-30 años y > 30 años. Esto permitió detectar una probable aparición de las perturbaciones con mayor magnitud.

En el presente, se abordaron las actividades de manejo que se realizan en los ranchos elegidos para el análisis. A la par, se abordaron las principales amenazas que se vierten sobre el ecosistema, siempre desde la visión de los propietarios y administradores.

El análisis de las actividades a futuro, consistió en la perspectiva que del ecosistema tienen tanto los cuidadores, como los propietarios y de acuerdo a la visión de cada uno de ellos. El formato completo de la encuesta se puede consultar en el anexo 3.

5.2.2 Aplicación de la encuesta

A diferencia de las condiciones de pertenencia de terrenos que prevalecen en muchos ecosistemas forestales del país, donde la tenencia es mayoritariamente ejidal (Jardel-Peláez *et al.*, 2004; Castillo *et al.*, 2005), en la Sierra Fría la tenencia de la tierra es en su mayoría de carácter privado (ca. 70 %, Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994); sin embargo, son los habitantes de las comunidades aledañas los encargados del manejo de las propiedades. El cuestionario de manejo (*Sensu* encuesta), fue diseñado de manera similar

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

tanto para los propietarios como para los responsables del cuidado de los predios. La encuesta se aplicó durante el periodo mayo- agosto de 2009, acorde a la disponibilidad de cada uno de los actores involucrados. En el caso de los propietarios, estos fueron entrevistados en las oficinas de sus negocios en la ciudad, previa cita. Los administradores (usualmente cuidadores de predios en la sierra) se entrevistaron en los predios mismos. La edad de los administradores encuestados osciló entre los 36 y 85 años de edad, cubriendo los periodos de dinámica del ecosistema analizada por Díaz *et al.*, (2008), que fueron los periodos 1956-1970, 1970-1993 y 1993-2003.

5.2.3 Análisis de la información

La información generada por las encuestas fue categorizada y discretizada para su posterior análisis estadístico. Cuando las respuestas fueron de decisión, se establecieron dos parámetros: a) si = 1 y b) no = 0, de igual forma, en presencia = 1, ausencia = 0.

En el caso de la magnitud del disturbio, se establecieron tres categorías: 1= fuerte, 2= media y 3 = débil. Se asignó un valor de manejo para esta variable, obtenida mediante valores arbitrarios de acuerdo a la magnitud del cambio que estas pudieran generar, estas fueron: 1) Protección (menor impacto), 2) Reforestaciones, 3) Creación de infraestructura ecoturística y recreación, 4) Manejo de plagas forestales, 5) Cacería cinegética y 6) Ganadería.

Cuando un mismo predio registró más de una actividad de manejo, sus valores fueron sumados, para establecer una categoría de < valor y > valor (ej. Protección +reforestación = 1+2. VM = 3).

De acuerdo a la intensidad de cambio de los disturbios propuesta por Calderón-Aguilera *et al.*, 2009 (com. personal) y la subsección elaborada por Díaz y Sosa, 2009 (com. personal) para Bosque de Clima Templado (BTM), se asignó un índice de perturbación para cada una de las acciones que generaron disturbio en el pasado (Cuadro 5.1).

Mediante la información proporcionada acerca de las actividades extractivas en el pasado se obtuvieron un índice de perturbación y su tasa de cambio, así como el periodo de abandono de esas actividades.

Cuadro 5.1. Actividades de aprovechamiento (agentes de disturbio) que ocasionaron cambios en el paisaje en el pasado en la Sierra Fría, Aguascalientes

Agente de disturbio	Producto obtenido	Extensión (ha)*	Índice de Disturbio**	Tasa de cambio †
Aprovechamiento forestal	Carbón	$\geq 10^1$	3	Alta
	Madera	$< 10^1$	2	Media
	Leña	$< 10^1$	1	Baja
	Postes	$< 10^1$	1	Baja
Ganadería	cabezas	$\leq 10^2$	3	Alta
Agricultura	Dif. cultivos	$\leq 10^1$	3	Alta
Recreación		$\leq 10^2$	1	Baja
Cacería furtiva	animales	$\leq 10^2$	1	Media
Otras actividades				

* Este valor indica que el agente de disturbio puede tener incidencia en la extensión a la que se hace alusión en el cuadro.

† La tasa de cambio originada por la fuerza del disturbio, así como la extensión (ha) en la que tiene incidencia este, fueron obtenidas de Díaz y Sosa, 2009 (com. personal) y derivadas de una revisión bibliográfica de BTM en México, plasmada en el documento referido.

** El Índice de Disturbio se obtuvo categorizando de acuerdo a su tasa de cambio en el ecosistema: 3 = alta, 2= media y 1 = baja

El cambio en cuanto al tipo de vegetación y las especies arbóreas y arbustivas se obtuvo mediante preguntas directas y las percepciones de los propietarios y administradores. El abandono de las actividades extractivas como un factor promotor de la recuperación de la

cubierta forestal se evaluó a través de tres aspectos: a) legales, b) biológicos y c) de manejo (Cuadro 5.2)

Cuadro 5.2. Aspectos y acciones causales del abandono de los factores peerturbantes en la Sierra Fría

Aspecto	Acción
Legal	-Prohibición de las actividades extractivas por parte de las autoridades -Privatización del territorio
Biológico	-Disminución del recurso aprovechable -Aparición de plagas y enfermedades -Baja productividad
Manejo	-Falta de mercado, o métodos de comercialización deficientes -Transición en las actividades de manejo y/o aprovechamiento -Falta de financiamiento hacia las actividades productivas

Los tipos de perturbaciones incidentes en los predios analizados fueron catalogados en eventos meteorológicos y/o climáticos, factores biológicos y factores antrópicos (naturales vs antropogénicos). De acuerdo a la magnitud de cada uno de ellos, reestableció un índice de incidencia en: 1= baja, 2= Mediana y 3 = Alta de acuerdo al grado de afectación en el arbolado (adaptado de Calderón-Aguilera *et al.*, 2009) y la tasa de recurrencia se estableció en rápida (1-5 años), mediana (5-10 años) y lenta (> 10 años). Las perspectivas a futuro fueron cuestionadas a través de preguntas no-dirigidas; sin embargo, estas fueron indexadas de acuerdo a la magnitud y al posible efecto de la acción sobre el ecosistema. El formato de entrevista completo puede verse en el anexo 3.

Se realizaron pruebas convencionales (medias y desviaciones estándar) para detectar las actividades perturbantes con mayor incidencia en la zona de estudio. Así mismo, se llevaron a cabo análisis de comportamiento tipo araña (spider net), con la finalidad de establece la magnitud de los disturbios en la Sierra Fría. Las principales amenazas en torno al paisaje forestal de la Sierra Fría se analizaron de manera separada (propietarios y

gestores) pero usando los mismos criterios cuando las amenazas fueron similares. De acuerdo a la información generada por Calderón-Aguilera et al., (2009, com. personal) y adaptados para este estudio, acorde a la magnitud del cambio que pudieran generar en el paisaje se ordenaron los fenómenos y/o actividades considerados como amenazas desde el punto de vista de los propietarios como de los administradores de los predios. Para detectar las principales amenazas y las que mayor cambio podrían ocasionar al paisaje, se llevaron a cabo análisis radiales de araña (spider net), para contrastar ambas visiones. En el trabajo estadístico se usaron los softwares SPSS[®] ver 9.0 y STATISTICA[®] 6.2

5.2.4. Análisis de las actividades extractivas en la Sierra Fría

Las actividades extractivas bióticas en la Sierra Fría se obtuvieron mediante la descripción proporcionada tanto por los propietarios como por los gestores (manejadores) de los predios donde se realizó la caracterización socioecológica. Posteriormente, se determinó un valor de importancia para las especies forestales más con mayor demanda para la extracción de recursos –en este caso la remoción de leña muerta-. Para ello, se establecieron tres clases, importancia alta ($V_i = 3$), importancia media ($V_i = 2$), importancia baja ($V_i = 1$).

5.3 Resultados

5.3.1 Actividades de manejo en la Sierra Fría

La edad promedio $\pm$ Ee (Ee= Error estándar) de las personas entrevistadas es de 53 ± 2.12 años para los propietarios y 59 ± 5.13 en los cuidadores y de acuerdo con lo planteado por Minnich *et al.*, (1994) respecto a la disminución de los disturbios en la Sierra Fría, la

información recavada entre las personas entrevistadas podría proporcionar datos reales en torno a los patrones socioecológicos y su influencia en la dinámica del paisaje de la Sierra Fría. Los predios analizados en promedio tienen una extensión de 223 ± 112.17 ha. Esta cifra es representativa de la extensión de los predios en la Sierra Fría, considerando que el mínimo en venta es de 50 ha (<http://www.sierrafria.org/estatutos>).

La principal actividad extractiva en el pasado fue la elaboración de carbón, principalmente de encinos. Esta actividad cesó aproximadamente entre las décadas de 1950 y 1960 (cuadro 5.3). A la par, en algunos sitios también se derribaron árboles para la apertura de terreno de cultivo principalmente de maíz durante la década de 1970. En cuatro de las localidades analizadas se practicó ganadería intensiva, aunque esta actividad disminuyó sensiblemente hace 20 años. Estas localidades comparten características topográficas afines, como son planicies y vegetación del tipo de sabana (cobertura arbórea $< 50\%$; Mcpherson, 1997).

Actualmente, las actividades productivas en los predios analizados consisten en la cacería cinegética, la remoción de leña muerta, la construcción de infraestructura ecoturística, la conservación de las áreas boscosas y la generación de servicios ambientales (Cuadro 5.3). De esas actividades, las tres primeras son consideradas como disturbios, aunque la intensidad de cambio es baja (M. Martínez-Ramos, com. personal). En el polígono de estudio abordado por Díaz et al., 2008 y 2009 existen siete UMA's registradas y de ellas, tres fueron analizadas mediante las encuestas socioecológicas (Piletas, Antrialgo y el Gauro).

Cuadro 5.3. Actividades extractivas de manejo en el pasado y actuales, en algunos ranchos de la Sierra Fría, en Aguascalientes, Mex.

Localidad	Actividades de manejo actuales	Actividades extractivas en el pasado	Periodo de abandono
Piletas	-UMA extensiva -Pago por Servicios ambientales -Reforestaciones -Se alimenta a guajolotes y venados -Saneamientos forestales -Remoción de leña muerta -Se hace investigación	Elaboración de carbón Ganadería de bovinos Saneamiento forestal intenso	> 50 años > 15 años > 5 años
Tinajuelas	Remoción de leña muerta	Saneamiento forestal	9-10 años
Sierra Paraíso	-Delimitación de senderos -Construcción de bancas de madera -Poda de árboles	Elaboración de carbón Ganadería	> 50 años > 20 años
San Francisco	Remoción de leña muerta Saneamientos forestales	Saneamiento forestal	> 5 años
La pinzión	Extracción de madera muerta Saneamientos forestales	Elaboración de carbón Extracción de madera de saneamientos	≤ 30 años > 5 años
Buen Rostro	Ganadería Saneamientos forestales Extracción de leña muerta	Elaboración de carbón Postes para cercado Madera de saneamientos	> 40 años ≥ 15 años > 5 años
Antrialgo	Cacería cinegética Protección de fauna silvestre Saneamientos forestales Extracción de leña muerta Se practica ecoturismo Siembra de avena para guajolotes	Elaboración de carbón Aserrío de madera de pino Apertura de claros para cultivo	> 50 años > 30 años > 20 años
El Gauro	-Renta de terreno para ganadería -Cacería cinegética -Extracción de leña muerta	Elaboración de carbón Extracción de madera de saneamientos Apertura de claros para cultivo	> 40 años > 8 años > 10 años
Sierra Hermosa	Protección Extracción de leña muerta	Elaboración de carbón Apertura de claros para ganadería y cultivo	> 50 años > 30 años

La percepción social entorno al efecto de las actividades extractivas en el pasado, sugiere que no ha existido la pérdida de especies forestales, siendo los encinos (*Quercus* spp.), pinos (*Pinus* spp.) manzanita (*Arctostaphylos pungens*) y los táscales (*Juniperus* spp.) las especies forestales arbóreas dominantes en el paisaje. Sin embargo, a partir de 1950 se ha

modificado la estructura del arbolado. Actualmente, en el paisaje dominan árboles y arbustos con $DAP \leq 40$ cm y en las planicies es dominante *J. deppeana* (V. Díaz, datos no publicados), en los que hasta 1960 dominaban los encinares.

5.3.2 Incidencia de Disturbios en la Sierra Fría

Los principales disturbios que se han presentado en los últimos 60 años en el ANP-Sierra Fría, son el aprovechamiento forestal a baja escala, la ganadería, cacería cinegética, sequías prolongadas y la aparición de plagas y enfermedades de los pinos y encinos. De acuerdo a la visión de los propietarios, los factores de disturbio son principalmente de carácter meteorológico y biológico (naturales), con tasas de frecuencia entre 5-10 años y una intensidad de cambio media ($\leq 10^1$ ha). Los disturbios de carácter antropogénico, principalmente extracción de madera para la elaboración de carbón, cesaron hace más de tres décadas, aunque la intensidad de cambio fue alta ($\geq 10^1$ ha). De acuerdo a la opinión de los propietarios de los predios estudiados, los eventos meteorológicos tienen una frecuencia entre 5 y 10 años y son los de mayores intensidades. Los factores de carácter biológico que ocasionan disturbios aparecen anualmente (cuadro 5.4).

5.4. Cuadro de Disturbios en la Sierra Fría acorde a la percepción de los propietarios

Predios en el ANP-SF	Extensión (ha)	Patrones de disturbio		
		Factores de disturbio	Frecuencia (años)	Intensidad ^y
Piletas	196	Heladas	> 10	Media
		Sequías	≤ 5	Alta
		Plagas	< 1	Media
		Cacería ilegal	> 30	Baja
		Extracción de leña	≤ 1	Baja
Tinajuelas	70	Plagas y enfermedades	1-5	Media
Sierra Paraíso	40	Heladas	≥ 5	Media
		Plagas y enfermedades	≥ 1	Media
		Muérdagos en plantas	≥ 1	Media
San Francisco	125	Heladas	> 10	Media
		Sequías prolongadas	≤ 5	Alta
		Plagas y enfermedades	≤ 1	Media

		Muérdago	≤ 1	Baja
		Heladas	> 10	Media
		Sequías	≤ 5	Alta
		Plagas	≤ 1	Media
Antrialgo	1100	Extracción de leña	≤ 1	Media

^y Las categorías de la intensidad de cambio son:

Baja: cambio en ≤ 5 ha,

Mediana: cambio en ≥ 5 y ≤ 10 ha

Alta: cambio en $\geq 10^1$ ha

(Categorías adaptadas de Calderón-Aguilera *et al.*, 2009)

La percepción de propietarios y cuidadores es similar en cuanto a los factores de disturbio en la Sierra Fría, aunque difieren a la frecuencia de aparición de los disturbios de carácter natural. Los cuidadores expresan que en promedio, estos aparecen cada 5 años para eventos meteorológicos y en un periodo ≤ 1 año para los de carácter biológico, como son las plagas, enfermedades y plantas invasoras. La intensidad de cambio es de media (≥ 5 y ≤ 10 ha) a baja (≤ 5 ha) (Cuadro 5.5)

Cuadro 5.5. Cuadro de disturbios en la Sierra Fría acorde a los manejadores de los predios.

Predios en el ANP-SF	Extensión (ha)	Patrones de disturbio		
		Factores de disturbio	Frecuencia (años)	Intensidad ^y
Piletas	196	Sequía	≤ 5	Media
		Heladas	≥ 10	Media
		Plagas y enfermedades	≤ 1	Media
Tinajuelas	70	Heladas	> 15	Media
		Sequía	≥ 5	Media
		Cacería ilegal	≥ 30	Alta
		Plagas	≤ 1	Media
		Muérdagos	≤ 1	Baja
Sierra Paraíso	40	Heladas	≥ 10	Media
		Plagas	≤ 1	Media
		Sequías	≥ 5	Media
San Francisco	125	Sequía	≥ 10	Media
		Plagas	≤ 1	Media
Antrialgo	1100	Heladas	≥ 10	Alta
		Sequías	≤ 5	Media
		Plagas y enfermedades	≤ 1	Media
		Cacería ilegal	≥ 30	Alta
		Extracción de leña	≤ 1	Baja
		Muérdagos	≤ 1	Media

El Gauro	125	Sequía Plagas Muérdagos	> 5 y < 10 ≤ 1 ≤ 1	Alta Media Baja
Sierra Hermosa	250	Plagas Sequía	≥ 1 ≥ 3	Media Media
La Pinzión	57	Sequías Plagas y enfermedades	≥ 5 ≤ 1	Media Media
Buen Rostro	45	Sequías Plagas y enfermedades	≥ 5 ≤ 1	Media Media

‡ Las categorías de la intensidad de cambio fueron las mismas que las expuestas en el cuadro 5.4.

5.3.3 Amenazas bióticas y abióticas en la Sierra Fría

Se detectaron cuatro factores, percibidos como amenazas actuales y futuras de acuerdo a la experiencia y visión de los propietarios en algunos predios de la Sierra Fría. De ellos, dos corresponden a eventos meteorológicos y un factor relacionado con disturbios de carácter biológico; sin embargo la amenaza de mayor magnitud está relacionada con las actividades humanas (Figura 5.2). Por su parte, los cuidadores perciben seis amenazas relacionadas con factores biológicos y eventos climáticos, aunque el factor que mayor peligro representa, se deriva de actividades antropogénicas. La experiencia de los cuidadores sugiere que la extinción de fauna silvestre representa la mayor amenaza, aunque desde su punto de vista, las plagas forestales (principalmente de pinos) también representan un serio problema. Los factores relacionados con el clima, son de importancia media, mientras que los factores sociales alterarían el paisaje forestal relativamente poco (Figura 5.3)

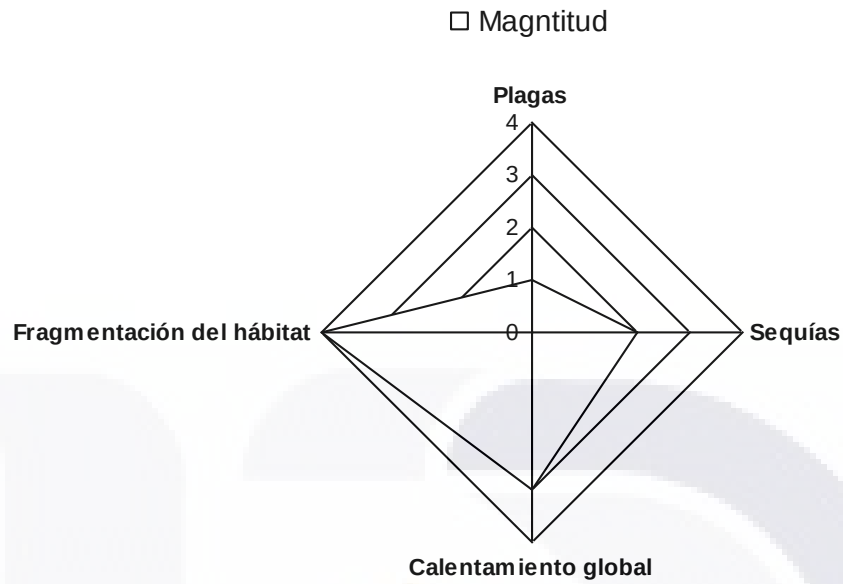


Figura 5.2. Amenazas actuales y futuras en el paisaje de la Sierra Fría, acorde a la experiencia y visión de los propietarios de algunos predios del ANP-Sierra Fría.

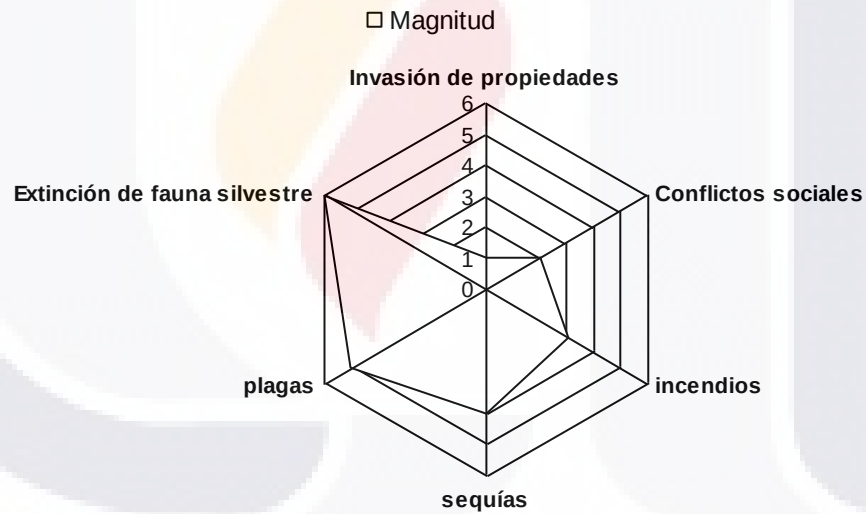


Figura 5.3. Análisis de arañas (Spider net), donde se muestran las amenazas actuales y futuras desde la visión y perspectiva de los cuidadores (manejadores) de predios en la Sierra Fría. Tanto en la figura 5.2, como en la 5.3 cada uno de los ejes representa las amenazas vertidas al paisaje Forestal. Cada red (numeración) muestra los diferentes niveles de magnitud de la amenaza posible.

Aunque no existe un plan formal de plan de manejo regional para el ANP-Sierra Fría, en una escala local, el 50 % de los propietarios encuestados menciona la existencia de plan de manejo al interior de su propiedad. Las actividades contempladas son la remoción de leña muerta, infraestructura para desarrollo ecoturístico, cacería cinegética y el mantenimiento y/o incremento de la cobertura vegetal para pago de servicios ecosistémicos. En los predios donde se realiza la extracción de madera muerta, el plan de manejo es otorgado por la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (<http://www.semarnat.gob.mx>). La cacería cinegética contempla como especies susceptibles de aprovechamiento los guajolotes silvestres (*Meleagris gallopavo mexicana* Gould), venado colablanca (*Odocoileus virginianus couesii*) y el jabalí de collar (*Tayassu tajacu*)

5.3.4 Actividades extractivas en la Sierra Fría

Los resultados obtenidos indican que el área seleccionada de la Sierra Fría posee un uso forestal silvopastoril. El 90 % (n=9) tanto de los propietarios como de los manejadores de los predios analizados, realizan actividades extractivas de leña muerta como principal actividad de manejo (Figura 5.4a) siendo la manzanita (*Arctostaphylos pungens*) y el encino (*Quercus potosina*), localmente conocido como “palo blanco” o “chaparro” (Figura 5.4b) los de mayor uso. Otras actividades de menor importancia son la ganadería y la extracción de postes. En el caso de la cacería cinegética, esta actividad fue descrita en la sección anterior en este mismo capítulo. El 80 % de la extracción de leña muerta se deriva de la manzanita ($V_i = 3$) y de los encinos blancos ($V_i = 2$); los madroños son las especies forestal menos importante ($V_i = 1$) (Figura 5.4 b) para la extracción de leña, esto puede deberse a una pobre abundancia y a una distribución limitada, pero también a una baja

mortalidad, aunque este último punto no fue probado en este estudio. Normalmente, la extracción de leña muerta se realiza bajo la modalidad de permisos de extracción otorgados por un periodo de 3 años.

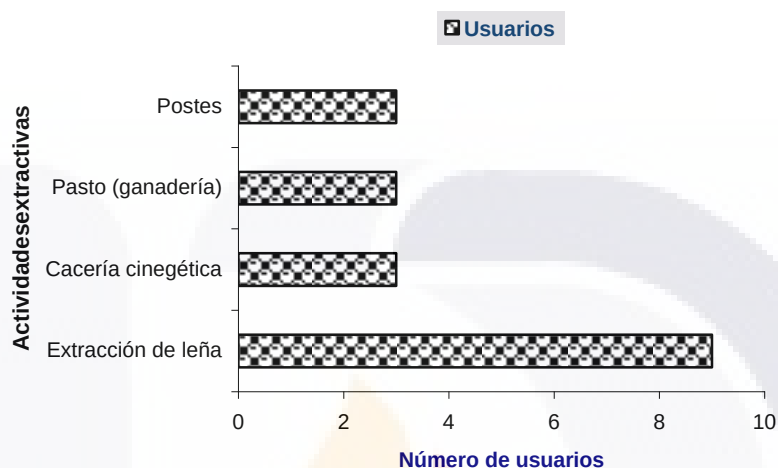


Figura 5.4 a)

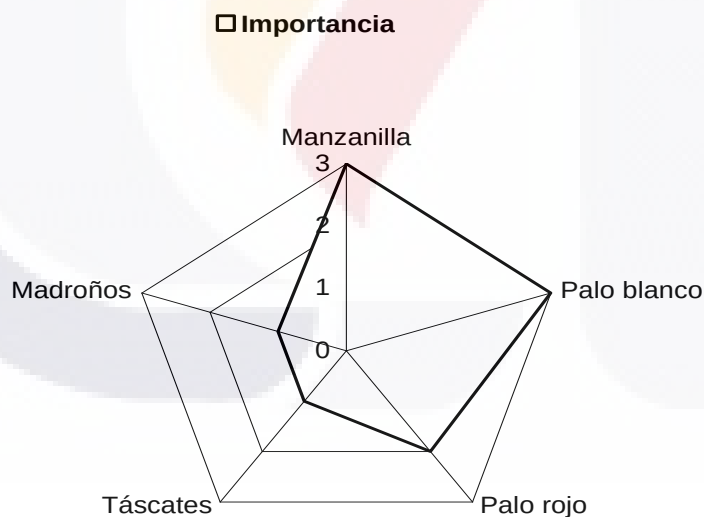


Figura 5.4 b)

Figura 5.4. (a) Principales actividades extractivas de recursos bióticos en un área seleccionada del ANP-Sierra Fría. (b) Análisis de arañas (Spider net), donde se ordenan por importancia cada una de las especies forestales arbóreas de las cuales se extraen leña muerta.

5.4. Discusión

La integración del conocimiento empírico y la experiencia de la población relacionada con los ecosistemas es parte fundamental para la comprensión de los fenómenos que los afectan, a fin de proponer estrategias de manejo que ayuden en la conservación y en la restauración de los ecosistemas naturales (Pérez-Salicrup, 2004; Bormann *et al.*, 2007). En el caso de la Sierra Fría, en Aguascalientes, existen evidencias documentadas de intensos aprovechamientos (Minnich *et al.*, 1994), pero también, de una tendencia hacia la recuperación de la cubierta vegetal (Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008; Ibelles-Navarro, 2008). Para ello, existen cuatro aspectos que pueden haber influido en la recuperación y/o deterioro del ANP-Sierra Fría: las actividades extractivas en el pasado (Minnich *et al.*, 1994), el decreto como Área Natural Protegida estatal (Gobierno del Estado de Aguascalientes, 1994), la privatización del terreno y la reducción de las actividades agrícolas que demandaban madera proveniente de la Sierra Fría (Sosa-Ramírez, 1998; Díaz *et al.*, 2008).

De acuerdo al análisis de la información, durante la década de 1970 existieron aclaramientos forestales principalmente para terrenos de cultivo y ganadería, lo que coincide con los resultados obtenidos por Díaz *et al.*, (2008), quienes sugieren que la recuperación del paisaje de la actual ANP-Sierra Fría no se dio sino hasta mediados de 1970, esto, difiere con lo reportado por Minnich *et al.*, (1994) respecto al tiempo del cese de las actividades extractivas. Una probable causa de ello, es que en esta encuesta se analizó tanto la perspectiva de propietarios y cuidadores, lo que no ocurrió en el trabajo de Minnich *et al.*, (1994).

Los disturbios que se han presentado en la Sierra Fría, desde el punto de vista de los propietarios se deben principalmente a factores antropogénicos; sin embargo, esto difiere de lo expresado por los manejadores, quienes sugieren que la alteración del paisaje es influida en gran parte por causas biológicas. Estas diferentes concepciones probablemente se deben al tiempo que uno y otro sector han vivido en el área estudiada y a la experiencia adquirida, como lo sugieren Castillo *et al.*, (2005). A la par, existen visiones contrastantes en torno a la salud del ecosistema, algunos propietarios sugieren un deterioro en el paisaje, mientras que los manejadores aseguran que existe una franca tendencia a la recuperación de la cubierta forestal, coincidente con los reportes de Chapa-Bezanilla *et al.*, (2008) y Díaz *et al.*, (2008). Estos últimos mencionan que si bien existe una tendencia hacia la recuperación de la cubierta forestal, esta no es tan rápida como se esperaría y los parches resultantes de los aprovechamientos ocurridos entre las décadas de 1940 y 1960, han sido colonizados con especies de disturbio como *J. deppeana* y *A. pungens*. Muchas de los factores biológicos considerados como detractores de la salud del ecosistema Sierra Fría coinciden con los reportes de Romo-Díaz *et al.*, (2007), aun que es necesario destacar que aunque estos factores ocasionan alteraciones en el paisaje, a través de procesos como la sucesión ecológica favorecen el rejuvenecimiento de los ecosistemas y el ciclaje de los nutrientes (Hobbs, 1989; Shrowalter, 1999; Ayres y Lombardero, 2000; Binkley y Duncan, 2009).

5.5 Conclusiones

Los resultados obtenidos sugieren que las actividades (disturbios) antropogénicas que generaron perturbaciones en la Sierra Fría disminuyeron a partir de 1970, pero no desaparecieron por completo. En un 80 % de los predios estudiados siguen existiendo

aprovechamientos forestales, principalmente a través de la extracción (remoción) de leña muerta, como medida de saneamiento. A la par, la fauna silvestre (guajolotes silvestres y venado colablanca) es usada para cacería cinegética. Los agentes perturbantes de carácter biológico como las plagas, enfermedades y plantas invasivas son secuenciales con frecuencias menores a un año, los fenómenos meteorológicos y climáticos son esporádicos con tasas de frecuencia que oscilan entre 5-15 años. Los propietarios identifican a la fragmentación del hábitat como la principal amenaza en la Sierra Fría, en tanto que los cuidadores aseguran que las principales amenazas son las sequías prolongadas, las plagas y enfermedades

Agradecimientos

Se agradece la participación de S. Esparza de Loera y R. Miranda Labra por su apoyo en el levantamiento de encuestas. Los autores reconocen la participación de los propietarios y manejadores de los predios donde se colectó la información, especialmente a C. Villalobos Llamas y P. Esparza Puente del Rancho Piletas. Reconocemos el apoyo de L. Porter Bolland, por el apoyo brindado en la elaboración de los cuestionarios. Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), así como a la Universidad Autónoma de Aguascalientes por el financiamiento económico brindado mediante el proyecto PIAG/RN08-4.

Referencias Bibliográficas

- Asociación Sierra Fría, A.C. 2009. <http://www.sierrafria.org.mx> . Disponible en Agosto de 2009.
- Ayres, M.P., and M.J. Lombardero. 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment* 262: 263-286
- Binkley, D., and S. Duncan. 2009. The past and future of Colorado's forest: connecting people and ecology. *Ecology and Society* 14: 9. Online and disponible in <http://www.ecologyandsociety>
- Borman, M. M., 2005. Forest stand dynamics and livestock grazing in historical context. *Conservation Biology* 19, 1658-1662.
- Bormann, B.T., R.W. Haynes, and J.R. Martin. 2007. Adaptive management of forest ecosystems: did some rubber hit the road?. *Bioscience* 57: 186-191.
- Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez, L. Martínez, and C. Godínez. 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in tropical dry forests of Mexico. *Ecosystems* 8: 630-643.
- Chapa-Bezanilla, D., J. Sosa-Ramírez y A. de Alba-Ávila. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14: 37-51.
- Christensen, N.L., Bartuska, A.M. Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.R., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Turnes, M.G., Woodmansee, M.G., 1996. The report of the Ecological Society of America

- committee on the scientific basis for the ecosystem management. *Ecological Applications* 6, 665-691.
- Díaz, V., J. Sosa-Ramírez y D.R. Pérez-Salicrup. 2008. Perturbaciones y recuperación: procesos simultáneos en bosques de clima templado en la Sierra Fría, Aguascalientes. *Memorias del II Congreso Nacional de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología*. Yucatán, Mérida. 16-21 Nov. 2008.
- Gobierno del Estado de Aguascalientes. 1994. Declaratoria del Área Natural protegida Sierra Fría, Aguascalientes, *Diario Oficial Ags.* Tomo LVII, No. 5. Órgano del Gobierno Constitucional del Estado.
- Hobbs, R.J. 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasions. In: J.A. Drake *et al* (Eds). *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley and Sons. pp. 389-405.
- Holling, C.S. 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. In: Schulze, P. (Ed.). *Engineering within ecological constraints*. National Academy Press, Washington D.C. USA. Pp-31-34.
- Ibelles-Navarro, A. 2008. Diagnóstico del paisaje y manejo del territorio en dos zonas forestales: Sierra Fría, en Aguascalientes y Sierra de Lobos, en Guanajuato, México. Tesis (Maestría en Ciencias), Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 102 p.
- Jardel-Peláez, E.J., A.L. Santiago Pérez, C. Cortez-Montaña y F. Castillo-Navarro. 2004. Sucesión y dinámica de rodales (Capítulo 5). *En*: Cuevas-Guzmán, R., y E.J. Jardel Peláez (Eds). 2004. *Flora y vegetación de la estación científica "Las Joyas"*. Petra ediciones. pp. 179-203.

- Kaufmann, M.R., R.T. Graham, D.A. Boyce Jr., W.H. Moir, L. Perry, R.T. Reynolds, R.L. Bassett, P. Mehlhop, C.B. Edminster, W.M. Block, and P.S. Corn. 1995. An ecological basis for ecosystem management. Gen. Tech. Rep. USDA-FS. RM. 246. 28 p.
- Lynam, T., W. de Jong, D. Sheil, T. Kusumanto, and K. Evans. 2007. A review of tools for incorporating community knowledge, preference and values into decision making in natural resources management. *Ecology and Society* 12: online <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art5>
- McCool, S.F., and L.E. Kruger. 2003. Human migration and natural resources: implications for land managers and challenges for researchers. Gen. Tech. Rep. USDA-FS- PNW GTR 580. 26 p.
- McPeherson, G.R. 1997. *Ecology and Management of North American Savannas*. The University of Arizona Press. 208p
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystem and human well being. A report of the Millenium Ecosystem Assesment*. 155 pp
- Minnich R.A., Sosa Ramírez J., Franco V.E., Barry W.J. y Siqueiros M.E. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes. *Investigación y Ciencia* 12: 23-29.
- Oliver, C. O. y B. C. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons. Update edition. pp. 88-142.
- Parés-Ramos, I.K., W.A. Gould, and T.M. Aide. 2008. Agricultural abandonment, suburban growth and forest expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000.

Ecology and Society 13: (2) online.

<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art1/>

- Pérez-Salicrup, D.R. 2004. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. *En*: Sánchez, Ó., R. Márquez, E. Peters et al. (Eds). 2005. Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la conservación, A. C. México, D. F.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White (eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics* . Academic Press, EE.UU., 472 pp
- Romo-Díaz, B., R. Velásquez-Valle, M.E. Siqueiros-Delgado, G. Sánchez-Martínez, M. de la Cerda-Lemus, O. Moreno-Rico y E. Pérez-Molphe Balch. 2007. Organismos con efecto potencial en el declinamiento de encinos de la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia* 39: 11-19
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2009. <http://www.semarnat.gob.mx> . Consultada en Septiembre de 2009.
- Shrowalter, T., E. Hansen, R. Molina, y Y. Zhang. 1999. Integrating the ecological roles of phytophagous insects, plant pathogens, and mycorrhizae in managed forests. In: K.A Kohm and J. F. Franklin (eds.) *Creating a forestry for the 21st century* . pp. 171-190.
- Sosa-Ramírez, J. 1998. Agua y sustentabilidad en Aguascalientes. Tres ensayos. CIEMA, 121 p.

CAPÍTULO VI
MODELOS DE MANEJO ECOSISTÉMICO EN LA SIERRA FRÍA,
AGUASCALIENTES, MÉXICO.

RESUMEN

Los ecosistemas experimentan cambios a través del tiempo, que son producto de disturbios naturales y antropogénicos. Ante ello, la ecología de los disturbios asume que, si es de baja intensidad, el ecosistema es capaz de recuperarse en lapsos breves a través de procesos como la sucesión ecológica. Sin embargo, dependiendo de la intensidad del disturbio, y de la resistencia del ecosistema, la recuperación del mismo puede tardar varias decenas de años. Por ello, es útil establecer protocolos y modelos de manejo, para estimar cuales serían las fuerzas que alterarían en mayor medida a los ecosistemas y cuales medidas deben establecerse para mitigar, y en lo posible, revertir los efectos de los disturbios. En este análisis del ecosistema Sierra Fría, se usó el modelo de manejo de tensores, incorporando tanto variables ambientales, dasonómicas y de manejo, sumado a tipos ecológicos, para detectar una posible evolución del ecosistema a partir de varios escenarios ambientales y de manejo. Se obtuvieron cinco grupos ecológicos, a los que se les incorporaron tres escenarios, plasmados en tiempo pasado, presente y futuro. Los resultados obtenidos se expresan en matrices numéricas a partir de las cuales se infiere cuales son los factores que afectan positiva o negativamente a los diferentes tipos ecológicos de comunidades arbóreo-arbustivas en la Sierra Fría, en Aguascalientes, México. A partir de la inferencia de los modelos, se aprecia que las actividades de manejo son las que mayor efecto tendrían en un futuro en los tipos ecológicos analizados, donde las variables más afectadas son la cobertura de dosel y el área basal de los sitios.

Palabras clave: *disturbios, escenarios, modelos de manejo, variables ecológicas*

**MODELS OF ECOSYSTEM MANAGEMENT AT SIERRA FRIA, IN
AGUASCALIENTES, MEXICO.**

ABSTRACT

Ecosystems are affected by changes through of time; these changes are caused by natural and anthropogenic disturbances. The disturbance ecology suppose that ecosystem are capable of recovery in short time through process as the ecological succession. Nevertheless, this process depending disturbance intensity, the reliance process could need some decades to recover. Because these causes is very important to determinate protocols and management models and if is possible to revert the disturbances effects. In our study we used Tensors Management Models that included dasonomical, environmental, and management activities, all variables were analyzed in each ecological group of vegetal communities detected in other studies. Five ecological types were detected in landscape forest at Sierra Fria, Aguascalientes, Mexico, and estimated their evolution through of the times, past, present and future with the influence of variables evaluated. Results obtained are expressed in numerical tables that revealed the evolution of landscape and the factors that affect positive or negatively different ecological types of communities in mixed forest of Sierra Fria, Aguascalientes, Mexico. From the models inference we appreciated the management activities such of livestock and firewood extraction are disturbances that more affect in ecological types of communities, affecting variables such as arboreal coverage and basal area.

Keywords: *disturbances, scenarios, management models, ecological variables*

6.1 Introducción

Los ecosistemas naturales están conformados por procesos físicos, químicos y biológicos, que brindan una gran cantidad de servicios que la sociedad usa a diario y que de manera muy reciente comienzan a ser valorados y atendidos (Maass *et al.*, 2005). Durante las últimas dos décadas, se ha reconocido como un fenómeno recurrente, la modificación que las sociedades humanas han realizado en la mayoría de los sistemas ecológicos del planeta, por lo tanto, es importante incorporar las actividades productivas y los actores sociales en el manejo ecosistémico (Kolkman *et al.*, 2005; Delgado *et al.*, 2009). El manejo de ecosistemas como tal, es un concepto relativamente joven (Grumbine, 1994) y envuelve temas tan importantes como la salud e integridad de los ecosistemas, manejo de la biodiversidad, manejo adaptativo, etc. Durante la década de los '90 un grupo de destacados ecólogos (Christensen *et al.*, 1996) acuñaron un moderno concepto de manejo de ecosistemas, definiéndolo como *“el manejo guiado por metas explícitas, ejecutado mediante políticas, protocolos y prácticas específicas y adaptable mediante un monitoreo e investigación científica basados en nuestro mejor entendimiento de las interacciones y los procesos ecológicos necesarios para mantener la composición, la estructura y el funcionamiento del ecosistema”*, es decir, existe un protocolo con una serie de pasos a seguir, donde existen objetivos y metas claras.

Para el establecimiento de estos protocolos, es importante comprender con claridad que en todos los ecosistemas, existen un gran número de fuerzas que combinadas forman un sistema complejo y es una tarea difícil el determinar cual de esas fuerzas es la que mayor influencia tiene sobre su desarrollo. El entorno se vuelve más complejo, si existe una agrupación de ecosistemas, de tal manera, que el manejo de ellos, demanda un marco

conceptual a niveles jerárquicos más amplios, es decir, a la escala del paisaje (Forman y Godrón, 1986). Para el adecuado manejo de los paisajes, es necesario el desarrollo de modelos, definidos como una descripción matemática, gráfica o verbal simplificada, que auxilien en la visualización simple de un objeto complejo (Forman y Godrón, 1986; Toledo, 2002).

Existen protocolos definidos para el manejo de ecosistemas, como el propuesto por Stanford y Pool., (1996), y que sirvió como base para la elaboración del protocolo para el manejo de cuencas hídricas elaborado por Mass y Cottler (2004). Estos protocolos, se basan en la síntesis del conocimiento existente, la delimitación del ecosistema, identificación de objetivos y metas, construcción de escenarios, análisis potencial, diseño de intervenciones, implementación de las estrategias de manejo y monitoreo del proceso. El caso de los modelos de manejo de ecosistemas y paisajes es un poco más complicado, pues aunque se parte de objetivos claros, los escenarios se formulan a partir del pasado, se alimentan con datos reales y se proyectan hacia el futuro señalando los posibles trayectos que puede tomar el paisaje (Forman y Godrón, 1986). Para construir un modelo, generalmente se conducen cinco pasos, a) descripción de los objetivos, b) detección de las variables que alimentarán el modelo, c) relación temporal de las variables, d) relación de las variables por su función dentro del paisaje, e) detección de las diferencias entre la realidad y los resultados arrojados por el modelo. Quizá el inciso “e” sea el más importante, pues si las diferencias son muchas, es necesario replantear tanto los objetivos, como las variables y la relación existente entre cada una de las variables que hacen dinámico el paisaje.

Existen muy pocos modelos en torno al manejo de paisajes, y generalmente todos se basan en simulaciones matemáticas y/o estadísticas. Por ejemplo, Shields *et al.*, (1999), sugieren

que el enfoque adecuado para la solución de conflictos entre los tomadores de decisiones y los manejadores, es el aspecto económico. Por otra parte, Nut *et al.*, (2004), han desarrollado un modelo matemático que a través del uso de variables tanto bióticas como abióticas permite tomar decisiones acertadas de manejo en paisajes forestales.

En el caso de este estudio, el modelo que se aproxima a nuestros objetivos, es el de “*Tensores ecológicos*” (Forman & Godron, 1986; Li *et al.*, 1988), que consiste en el uso de cada uno de los elementos del paisaje representados en matrices. A su vez, la combinación de varias matrices produce un arreglo de varias dimensiones llamada “Tensor” (Pillet, 1981). Un tensor para un paisaje está compuesto de tantas matrices como elementos existan en el paisaje.

El objetivo de este estudio fue la elaboración de un tensor, para cada tipo ecológico de especies forestales detectados por V. Díaz *et al.*, (datos no publicados).

6.2 Materiales y Métodos

6.2.1 Integración de las bases de datos

Los tipos forestales se constituyeron a partir de los inventarios ecológicos realizados por V. Díaz (Datos no publicados). Los 60 inventarios efectuados fueron agrupados en tres diferentes geoformas: cóncavas, convexas y terrenos planos. Posteriormente en cada inventario se determinó las especies dominantes (ver anexo 4). Se agruparon aquellos inventarios y sus especies dominantes que compartieron una distribución similar en geoforma. A cada una de esas agrupaciones se les denominó “tipo ecológico y/o forestal”. Los diferentes tipos ecológicos encontrados (cuadro 6.1) constituyeron el modelo de tensores proyectado hacia el pasado.

Cuadro 6.1. Tipología forestal de la región de estudio de la Sierra Fría

No. De grupo	Tipo ecológico	Sitios ecológicos (muestreos)/grupo ecológico
1	<i>Pinus</i> y encinos rojos	1,3,5,8,10,12,22,23,24,25,28, 29, 31,33,44,46,53,54,58
2	Encinos blancos y <i>Juniperus</i>	2,6,7,9,14,15,20,32,34,35,36,38,40,41,45,48,49,52,55,60
3	Mixtos	11,13,21,26,37,39,46,50,51,56,57
4	Sabana	16,17,18,19,43
5	<i>P. lumholtzii</i> - <i>Q. coccolobifolia</i>	30,59
Total	5	60 inventarios

6.2.2. El modelo de tensores

Forman y Godrón (1986) definen al modelo de tensores como una expresión del potencial forestal. Los principios de este modelo consisten en la selección de unidades ecológicas (fracciones del territorio consideradas homogéneas respecto a formaciones arbóreas, especies dominantes, etc). Las unidades con características similares constituyen “tipos ecológicos”. El potencial de cada tipo ecológico se representa en una matriz numérica.

Existen tantos tipos ecológicos como elementos puedan existir en un paisaje y la agrupación de varios tipos ecológicos constituyen un modelo llamado “tensor”, el cual expresa el dinamismo del paisaje través del tiempo. En este caso, se construyó un tensor para los tipos ecológicos distinguidos. Las variables usadas para la definición del modelo, fueron el porcentaje de la cobertura arbórea, área basal, densidad de individuos (adultos y juveniles), altura promedio (calculada solo para aquellos individuos con DAP > 5 cm) y el número de especies. Los datos reales de cada una de las variables correspondieron al periodo 2008-2009, mismos que constituyeron los datos en tiempo “**presente**”. La información correspondiente al tiempo “**pasado**” se obtuvo del análisis de la dinámica del paisaje analizada en el capítulo 2 de este mismo documento para el paisaje forestal en la Sierra Fría, Ags. Con la construcción del pasado (1956) y la información del presente (2008-2009), la información fue extrapolada a 1970, 1990 y 2000, para completar el tensor del pasado.

Cuadro 6.2. Construcción del modelo de los tensores

TIPO3							
TIPO 2							
TIPO1							
Variables de análisis	FECHAS DE ANÁLISIS						
	F-4	F-3	F-2	F-1	F0	F+1	F+2
Área basal							
Cobertura							
Densidad							
Altura promedio							
No. especies							

* En las fechas de análisis, F0 constituyen los datos tomados en campo (2008-2009); F-1, son los datos proyectados para el periodo 2003-2009; F-2, es la proyección de los datos hacia el periodo 1990-2000; F-3, es la proyección al periodo 1970-1990; F-4 es la proyección para 1950-1970. Viceversa, F+1 es la proyección de los datos al futuro (2009-2020), similar a lo proyectado para F-2 (20020-2040).

** Cada uno de los grupos son los “grupos ecológicos” detectados (ver cuadro 6.1)

*** La agrupación de estas características conforman un modelo llamado “**Tensor**”

En este estudio, solamente se analizan el área basal y la cobertura arbórea y arbustiva en el paisaje de la Sierra Fría, aunque existe la información para robustecer el modelo con la información para densidad, altura y número de especies. Las actividades responsables del cambio en el área basal y la cobertura fueron: **ganadería** (ligera = < 0.1 unidad animal/ha; moderada = 0.1-0.5 unidades animal/ha; intensa = > 0.5 unidades animal/ha, los índices fueron adaptados de COTECOCA, 2002, para Aguascalientes, el Coeficiente de Agostadero en promedio es de 11 ha/ua); **forestería** (ligera = corta de leña muerta; moderada = extracción de leña muerta y postes de árboles vivos; fuerte = extracción de árboles con fines madereros); **Sin uso** (no existen evidencias de ningún tipo explotación) y

conservación (actividades dedicadas al mejoramiento de los sitios, reforestaciones, restauración de sitios degradados, mejora de caminos, protección). En ocasiones puede existir una mezcla de actividades de aprovechamiento forestal-ganadero.

6.3 Resultados

6.3.1 Tipos ecológicos y construcción de modelos

El análisis de la información registrada en los 60 muestreos fitoecológicos, nos permitió detectar cinco tipos forestales. El primero de ellos, constituido por *Pinaceas* y encinos del grupo de los eritrobalanos, distribuidos en 32 % (n = 19) de los sitios analizados, con ubicaciones geográficas correspondientes a altitudes de 2400-2600 msnm y asociados a topoformas abruptas y a zonas planas a las orillas de los arroyos. El segundo tipo ecológico esta formado por los encinos del grupo glaucobalanos y dos especies de *Juniperus* (*J. deppeana* y *J. flacida*), estos comprenden un 33 % (n = 20 muestreos) de los sitios, asociados principalmente a valles y terrenos escarpados. El tercer grupo (n = 13 muestreos) fue una asociación *Pinus-Quercus*, *Quercus-Juniperus*, *Quercus-Arctostaphylos* y *Juniperus-Arctostaphylos*, que se asocian principalmente con mesetas. En la zona correspondiente a un ecosistema sabanoide, se encontró el cuarto tipo (n = 8 muestreos), formado principalmente por encinos chaparros (*Quercus potosina* y *Quercus laeta*). El quinto tipo (n = 2 muestreos) está asociado a las mayores altitudes en el área analizada, ($\geq 25,000$ ha) dentro del ANP²-Sierra Fría. Este último tipo, comprende una asociación de dos especies, *Quercus coccolobifolia* y *Pinus lumholtzii*) (Cuadro 6.3).

² ANP = Área Natural Protegida, de acuerdo a las siglas del programa el Hombre y la Biósfera (MAB, por sus siglas en inglés)

Cuadro 6.3. Distribución de los tipos ecológicos detectados en un área seleccionada del ANP-Sierra Fría

Tipo	No de inventarios	Sistema de Topoformas	Altitud
1. Pinos y encinos colorados	19	Cañones y Cañadas	Media
2. Encinos blancos y táscate	20	Valles, Mesetas y Lomeríos	Media y Alta
3. Mixtos encinos y confieras	11	Mesetas asociadas con cañadas	Media
4. Sabana de encinos	8	Mesetas y Lomeríos	Baja y Media
5. Palo manzano y pino triste	2	Vertientes altas y medias	Alta y Muy Alta
Total	60		

En los cuadros que van del 6.4 al 6.8 se muestran las características estructurales de los muestreos que corresponden a cada tipo ecológico de comunidades vegetales en la Sierra Fría. El área basal es mayor en aquellos sitios con ubicación en las barrancas, en tanto que en las mesetas la cobertura arbórea es menor.

Cuadro 6.4. Tipo ecológico de pinos-encinos colorados y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo en la fecha de 2008-2009 (época actual, datos obtenidos en campo).

Sitio	Ubicación	No. Especies	Densidad/sitio	Densidad/ha	Área basal/sitio	Área basal/ha	Altura (prom)	Cobertura
1	Piletas	6	69	2695.3125	1.9881	33.1345	11.239	3
3	Rancho de Lozano	6	89	3476.5625	2.0343	33.9047	10.811	4
5	Juan Francisco	7	56	2187.5000	1.9704	32.8400	9.306	4
8	El Rico	5	28	1093.7500	1.5569	25.9492	10.113	3
10	Mesa del Águila	6	41	1601.5625	0.7831	13.0513	6.140	3
12	Piletas	7	38	1484.3750	1.5905	26.5080	8.116	4
22	El Cíbolo	5	32	1250.0000	1.4111	23.5177	9.689	3
23	El Zarco	7	61	2382.8125	1.3722	22.8696	10.452	3
24	El Zarco	3	47	1835.9375	1.7717	29.5290	10.953	3
25	El Gauro	2	51	1992.1875	1.4175	23.6246	12.486	3
28	El Gauro	2	26	1015.6250	1.0761	17.9354	11.500	3
29	Monte Grande	5	156	6093.7500	1.5718	26.1959	4.517	3
31	El Cíbolo	7	63	2460.9375	1.3703	22.8391	9.879	3
33	Barranca el Águila	8	32	1250.0000	1.8023	30.0381	12.050	4
44	Curva la Herradura	3	72	2812.5000	0.9585	15.9750	4.619	3
53	Agua Escondida	3	37	1445.3125	1.1173	18.6209	11.054	3
54	Agua escondida	6	64	2500.0000	2.3304	38.8393	10.009	4
58	La Pinzión	4	34	1328.1250	1.8278	30.4630	12.485	4

Cuadro 6.5. Tipo ecológico de encinos blancos-táscates y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009 (época actual, datos reales).

Sitio	Ubicación	No. especies	Densidad/sitio	Densidad/ha	Área basal/sitio	Área basal/ha	Altura (prom)	Cobertura
2	Mesa del Oso	5	102	3984.3750	1.1657	19.4275	6.240	3
6	Mesa del Águila	5	35	1367.1875	0.7448	12.4133	4.941	2
7	Mesa del Águila	5	29	1132.8125	0.9847	16.4122	4.406	3
9	Los Temazcales	4	22	859.3750	1.0992	18.3207	5.088	2
14	El Zarco-Aserradero	5	24	937.5000	0.6679	11.1317	5.560	3
15	Cepo	3	22	859.3750	0.5800	9.6670	3.957	2
20	Cerro de la Cruz	3	20	781.2500	1.0033	16.7225	3.745	2
32	Agua escondida	2	139	5429.6875	1.6981	28.3010	4.140	3
34	Aserradero	3	66	2578.1250	0.7688	12.8140	4.077	2
35	Aserradero	4	18	703.1250	0.3390	5.6505	4.783	2
36	Aserradero	5	47	1835.9375	0.5717	9.5283	4.131	3
38	Colonia Progreso	2	46	1796.8750	0.7021	11.7008	3.746	3
40	Ejido Sierra Fría	2	102	3984.3750	0.7277	12.1284	4.511	3
41	Terreno Don Pedro	3	28	1093.7500	0.8785	14.6425	3.870	2
45	Cerro Las Palmas	2	121	4726.5625	1.8680	31.1336	4.207	3
47	Cerca de la Torre1	2	20	781.2500	0.8248	13.7471	5.703	3
48	Cerca Terr. Don Pedro	4	81	3164.0625	1.5813	26.3548	3.820	3
49	Cerca Cerro la Campana	2	87	3398.4375	0.7477	12.4620	3.606	2
52	Sierra Paraíso	2	55	2148.4375	1.2425	20.7090	4.771	3
55	Agua Escondida	4	45	1757.8125	0.6135	10.2258	3.809	3
60	Cerro Pelón	2	128	5000.0000	0.7963	13.2714	2.914	3

Cuadro 6.6. Tipo ecológico mixto de encinos-coníferas y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009 (época actual, datos reales).

Sitio	No. Individuos	No. Especies	Densidad/sitio	Densidad/ha	Área basal/sitio	Área basal/ha	Altura (prom)	Cobertura
11	Piletas	6	35	1367.1875	2.7983	33.3050	4.942	4
13	Piletas	5	31	1210.9375	1.3430	22.3832	8.206	3
21	El Cíbolo	6	49	1914.0625	1.5550	25.9169	9.256	4
26	Agua Zarca	3	47	1835.9375	0.4522	7.5372	4.76	3
37	El Cíbolo	8	56	2187.5000	1.1144	18.5740	7.068	3
46	Cerca de la Torre	3	20	781.2500	1.1042	18.4032	5.125	3
50	Sierra Paraíso	3	81	3164.0625	1.7898	29.8295	4.064	3
51	Sierra Paraíso	5	101	3945.3125	2.3321	38.8681	6.077	4
56	Ejido Rincón	5	36	1406.2500	0.7307	12.1779	5.25	3
57	La Pinzión	10	64	2500.0000	2.2140	36.9001	5.843	4

Cuadro 6.7. Tipo ecológico de sabanas y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009 (época actual, datos reales).

Sitio	No. Individuos	No. especies	Densidad/sitio	Densidad/ha	Área basal/sitio	Área basal/ha	Altura (prom)	Cobertura
4	Peñón Blanco	5	45	1757.8125	0.4367	7.2783	3.155	3
16	Mesa Montoro	1	21	820.3125	0.8723	14.5389	3.874	2
17	Mesa Montoro	2	16	625.0000	0.6135	10.2256	4.675	2
18	Zona ejidal La Congoja 1	1	32	1250.0000	0.7162	11.9368	5.271	2
19	Zona ejidal La Congoja 2	2	52	2031.2500	1.1180	18.6336	5.865	3
27	Agua Zarca	3	87	3398.4375	0.1075	1.7910	3.638	3
30	Límite Las Cuatitas	1	116	4531.2500	1.4645	24.4087	3.3427	3
43	Rancho viejo	7	57	2226.5625	1.4167	23.6110	4.894	3

Cuadro 6.8. Tipo ecológico de pino triste-palo manzano (*Pinus lumholtzii-Quercus coccolobifolia*) y variables estructurales obtenidas en los sitios de muestreo, en la fecha de 2008-2009 (época actual, datos reales).

Sitio	Ubicación	No. Especies	Densidad/sitio	Densidad/ha	Área basal/sitio	Área basal/ha	Altura (prom)	Cobertura
39	Frente a Colonia Progreso	4	82	3203.1250	1.1188	18.6467	5.038	3
59	Sierra Fría	7	161	6289.0625	1.2321	20.5343	3.942	2

Con los datos estructurales y el análisis de cobertura histórica se reconstruyó la historia del paisaje para las fechas de 2003-2009 (F-1), 1990-2000 (F-2), 1970-1990 (F-3), y 1950-1970 (F-4).

6.3.2 Funcionamiento de los modelos

En el tipo forestal 1 de pinos-encinos colorados, las tres principales modalidades de manejo que pueden afectar las variables cobertura arbórea y área basal, son la permanencia de los sitios sin ninguna actividad de manejo (sin uso aparente), la ganadería practicada a baja escala (ligera) y la ganadería moderada. Al analizar las dos variables mencionadas, cuando

los sitios permanecen aparentemente sin actividades que causen disturbios antropogénicos tanto el área basal como la cobertura tienden a aumentar en lapsos de 10 años. En presencia de actividades extractivas ligeras, principalmente remoción de leña muerta, existe una ligera variación en la cobertura de dosel, aunque, en el periodo 2003-2009 ocurre una disminución notable en el área basal, respecto a los datos obtenidos en el periodo 2008-2009. La actividad que mayores cambios genera es la ganadería; sin embargo, cuando esta se realiza moderadamente, no ocurren cambios abruptos y se mantiene tanto la cobertura de dosel (30-50 %) y el área basal ($23.75 \text{ m}^2/\text{ha}$, ver figuras 6.1 a y b)

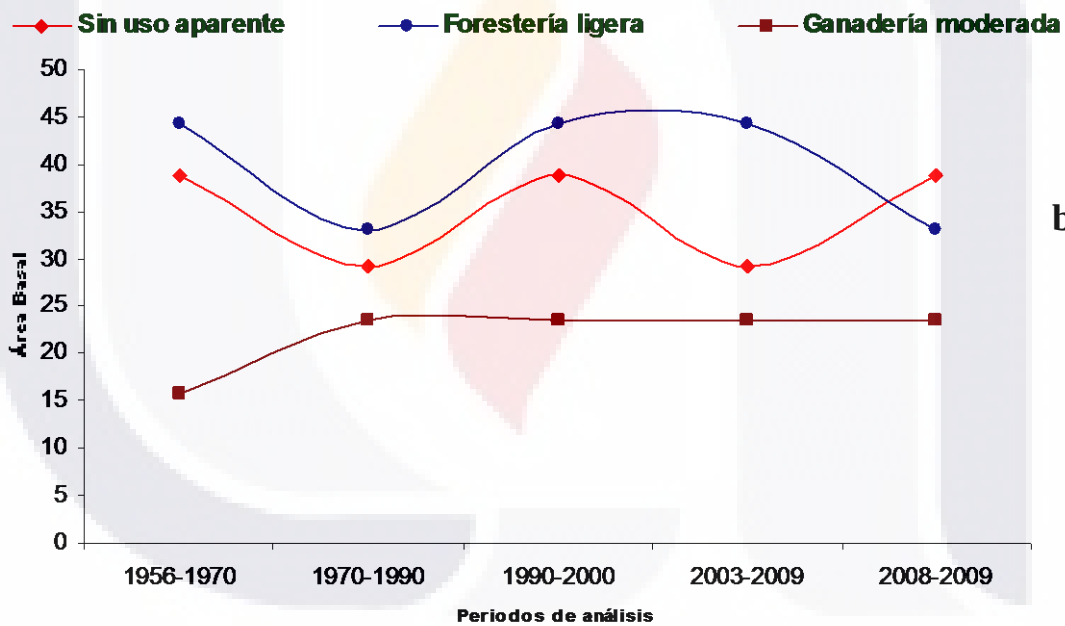
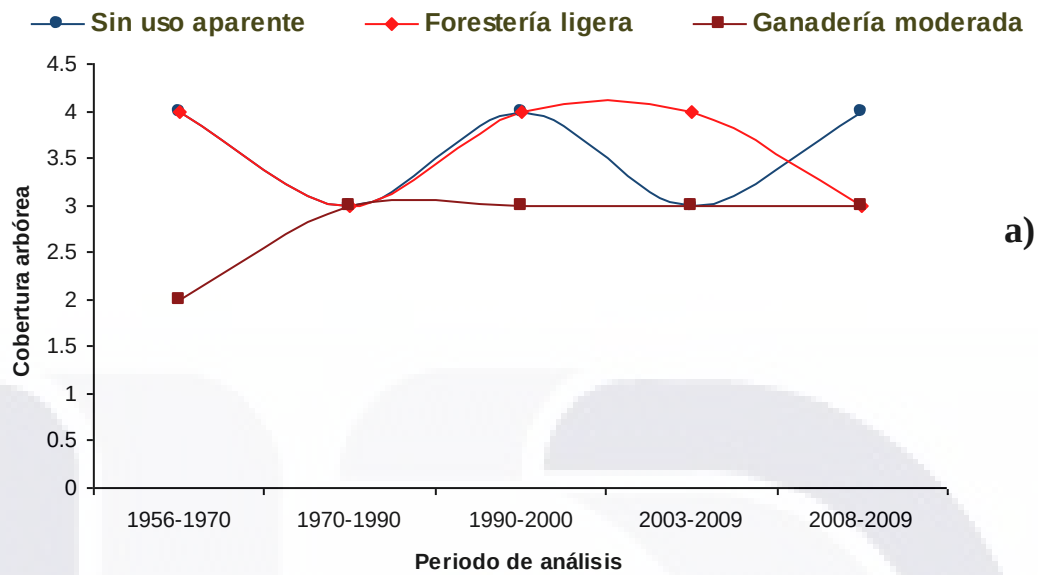


Figura 6.1. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del grupo ecológico de pinos-encinos rojos en respuesta a las actividades de manejo durante cinco décadas en la Sierra Fría, Aguascalientes.

En el tipo ecológico 2 de encinos blancos y táscates, existió una combinación de actividades de manejo, actividades forestales-ganaderas fuertes y moderadas y solamente ganadería ligera. La cobertura arbórea disminuye al realizarse actividad forestales-

ganaderas, similar a lo que ocurre con el área basal. Cuando la ganadería es ligera, la cobertura arbórea se mantiene, pero el área basal se mantiene, incluso, con ligeras tendencia al aumento (Figura 6.2 a y b).

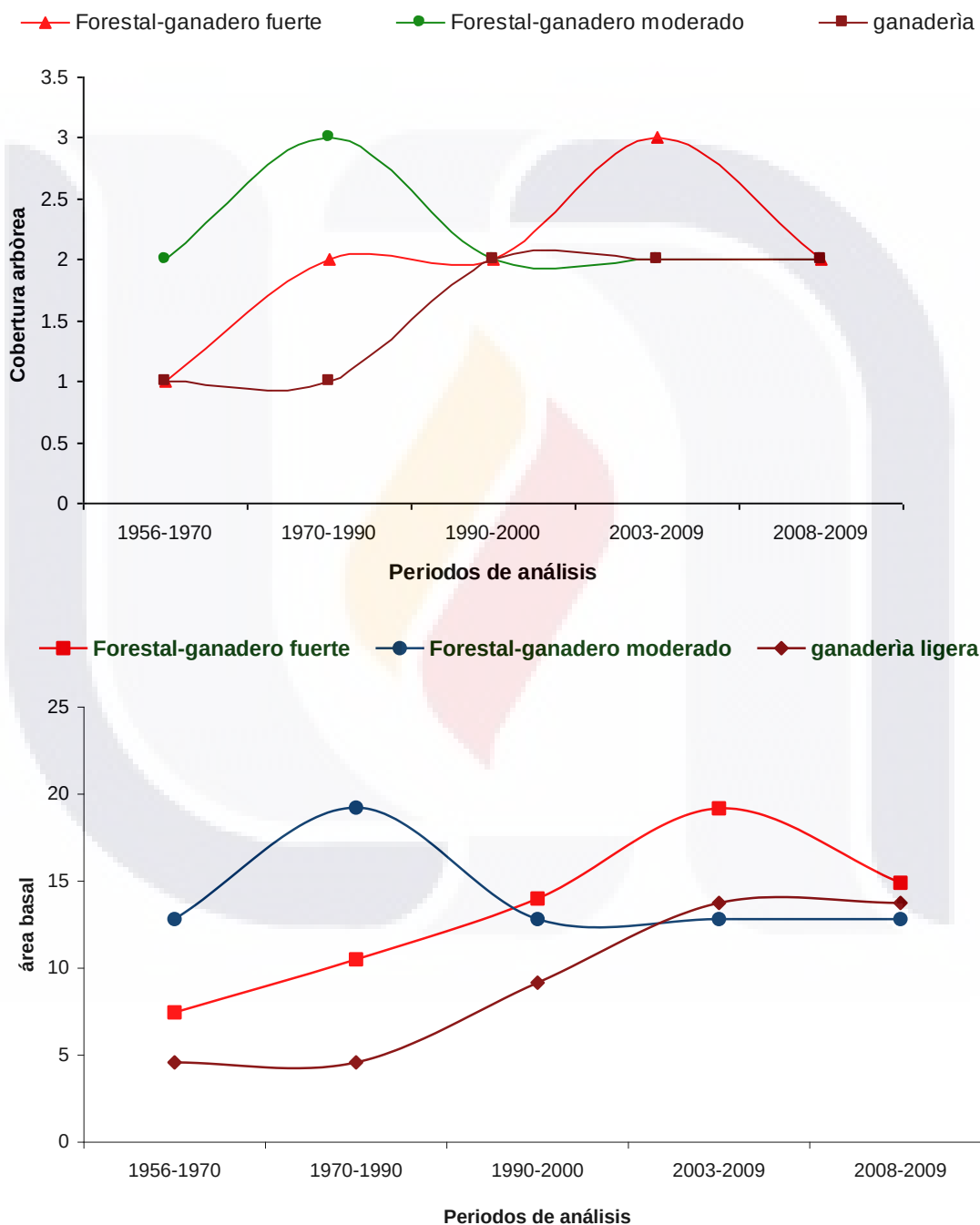


Figura 6.2. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del tipo

ecológico de encinos blancos y táscates en respuesta a las actividades de manejo durante cinco décadas en la Sierra Fría, Aguascalientes.

En el tipo ecológico 3 mixto de encinos y coníferas, las actividades de manejo han sido ligeras, probablemente porque estos sitios están localizados en cañadas, lugares con difícil acceso y restringido para los visitantes al ANP. Tanto la extracción de leña muerta como la ganadería practicada a baja escala han favorecido un incremento en la cobertura vegetal y en el área basal de estos sitios. En el año 2003 se presentó un saneamiento forestal donde se eliminaron árboles enfermos, con el lo cual el área basal disminuye, pero después ocurre un incremento de la misma en un periodo menor a 10 años (Figura 6.3 a y b).

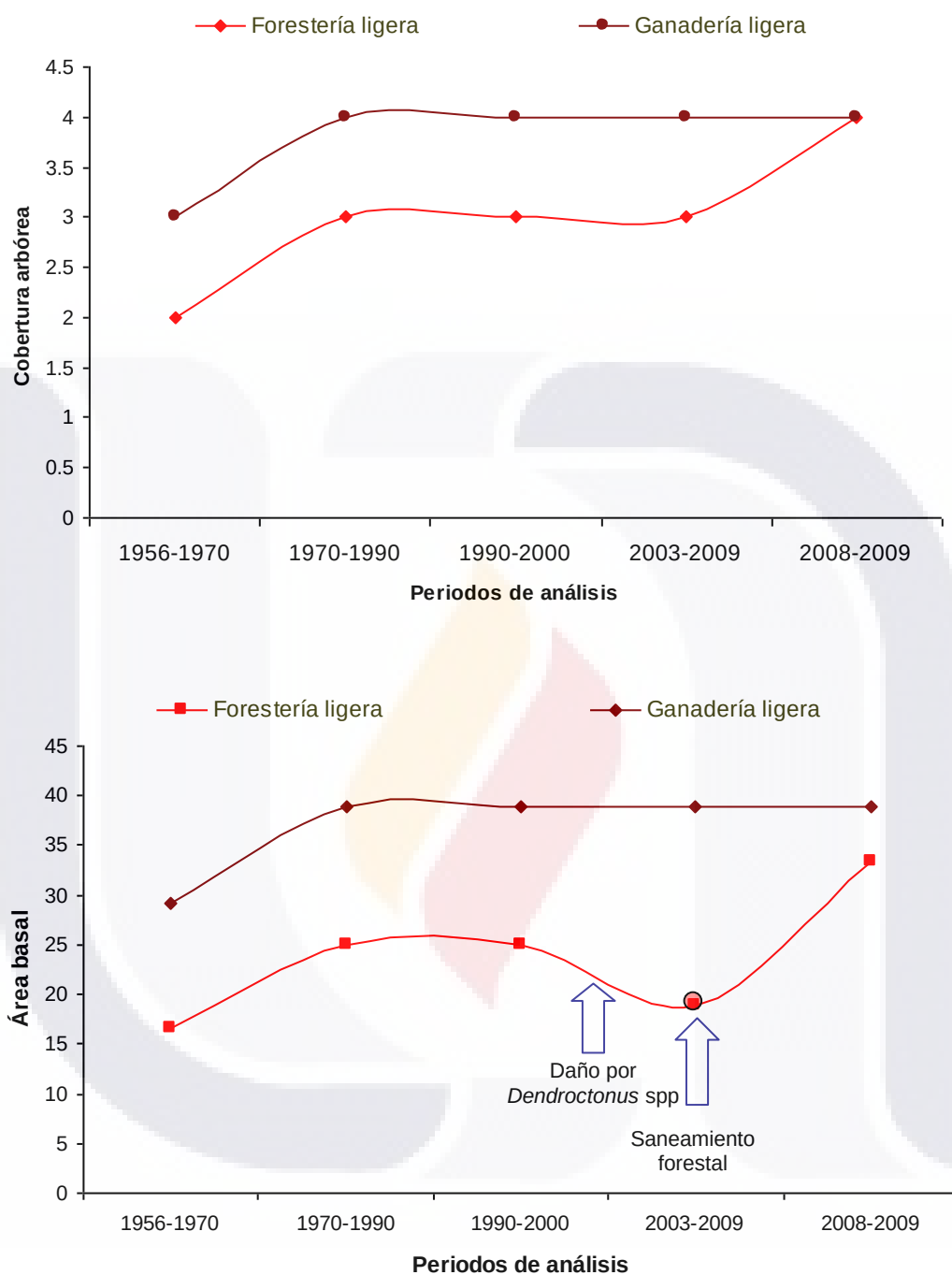


Figura 6.3. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del grupo ecológico mixto, de encinos y coníferas, en respuesta a las actividades de manejo durante cinco décadas en la Sierra Fría, Aguascalientes.

El tipo 4 de sabanas de encinos es el que más evidencia el efecto de las actividades de manejo. En este, se detectaron cuatro posibles causas de mejora o deterioro en la cobertura y área basal de los sitios analizados, la permanencia sin actividades de manejo, aprovechamiento forestal moderado, sitios en conservación y lugares con ganadería intensiva. Cuando los sitios permanecen aparentemente sin ningún tipo de uso, durante las tres primeras décadas a partir de 1956, aumenta la cobertura y después se mantiene, el área basal no sufre modificaciones. Tanto las actividades forestales moderadas como la conservación favorecen el aumento en la cobertura arbórea y el área basal. En el caso de sitios donde el uso es la conservación del ecosistema el área basal de 1950 hasta el 2008 presenta un cambio abrupto de 1.1940 a 24.5 m²/ha (Figura 6.4 a y b)

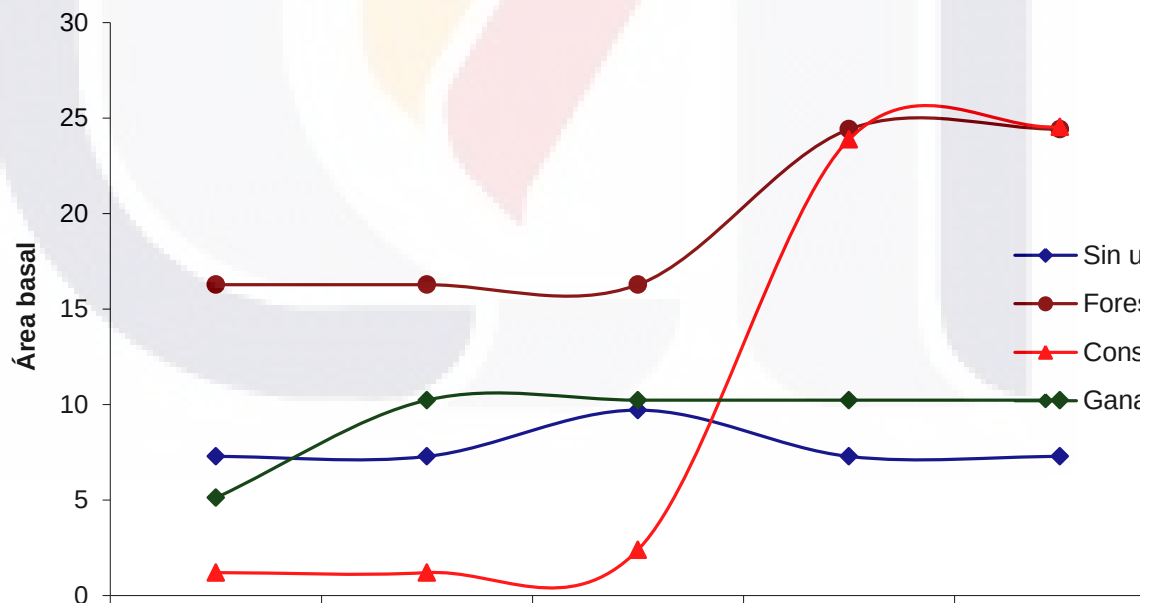
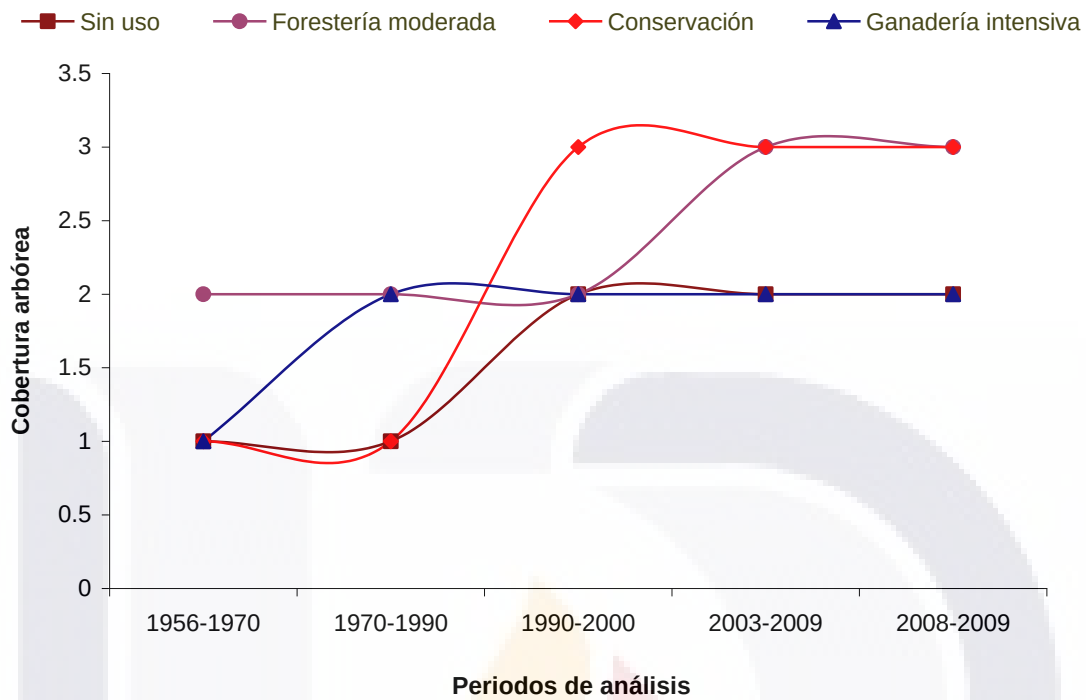


Figura 6.4. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del grupo ecológico sávana de encinos, en respuesta a las actividades de manejo durante cinco décadas en la Sierra Fría, Aguascalientes.

El último tipo forestal evaluado (5) fue el de pino triste-palo manzano (*P. lumholtzii*-*Q. coccolobifolia*), donde el aprovechamiento forestal ha sido intenso y la cobertura forestal ha disminuido. Esta misma actividad ha ocasionado que en el periodo comprendido entre 1990 y 2008, el área basal disminuyó de 30.801 a 20.534 m²/ha. Cuando los sitios son dedicados a la conservación, tanto la cobertura como el área basal se mantienen (Figura 6.5 a y b).



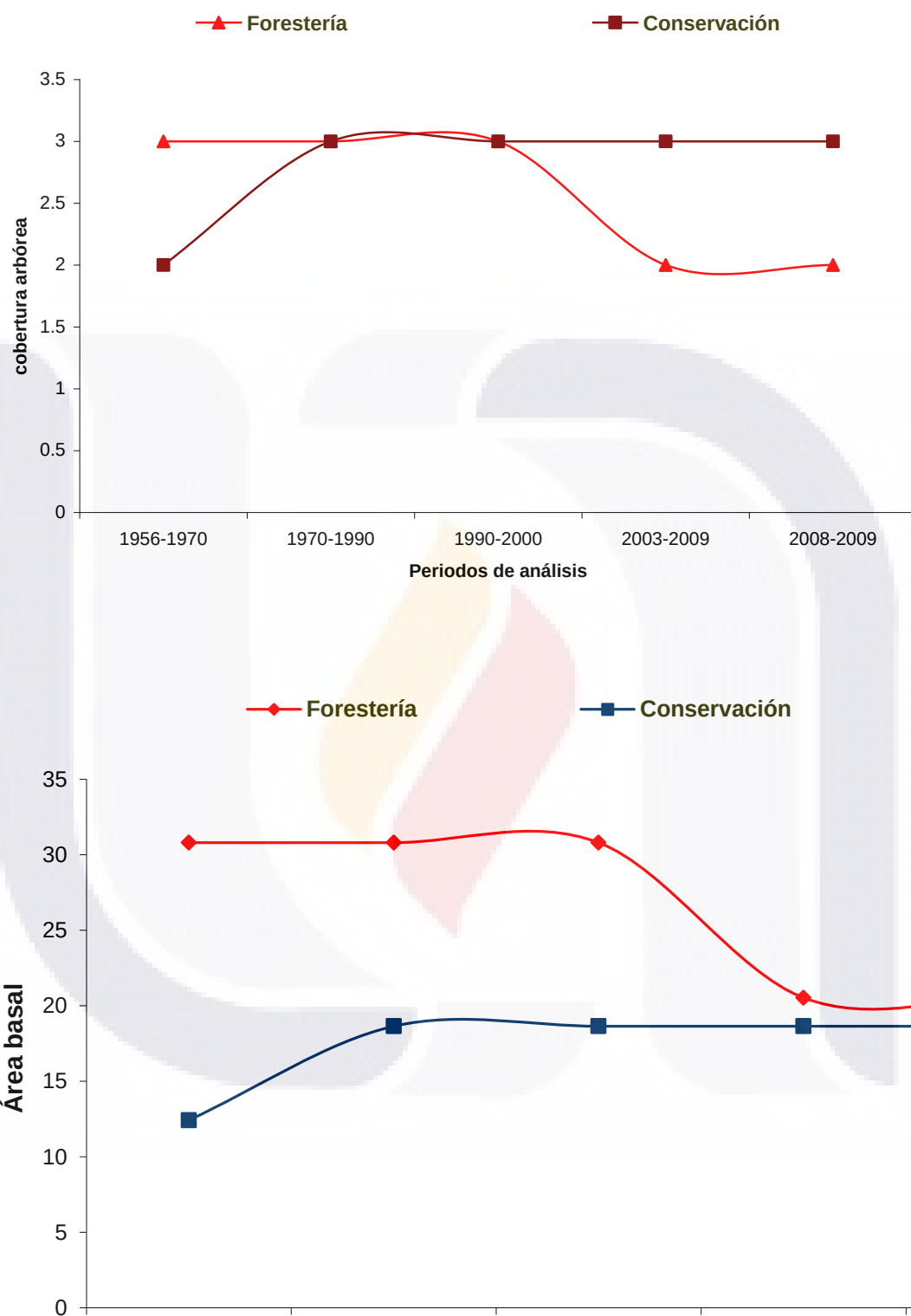


Figura 6.5. (a) Cambio en la cobertura de dosel. (b) Cambio en el área basal del grupo ecológico palo manzano-encino triste, en respuesta a las actividades de manejo durante cinco décadas en la Sierra Fría, Aguascalientes.

6.4 Discusión

Al igual que los modelos de tensores planteados por Forman y Godron (1986) y Sosa-Ramírez (1987), los modelos de manejo ecosistémico tienden a reflejar de manera sencilla, escenarios que son complejos, con la finalidad de fomentar un “diálogo” con los gestores de los ecosistemas, para obtener propuestas de manejo claras y basadas en aspectos científicos, como lo proponen Castillo *et al.*, (2005). En este caso, el modelo propuesto en este escrito, plantea aspectos dinámicos reconstruidos desde el pasado, bajo diferentes escenarios y actividades de manejo del ecosistema (conservación y aprovechamiento) obtenidos en el tiempo actual. En el tipo 1 de los pinos-encinos rojos, la variabilidad en el área basal en sitios donde la forestería es ligera, el área basal es menor a la que se presenta en el periodo 2008-2009, probablemente esto se deba a los saneamientos forestales realizados en el año 2003 y que redujeron la cantidad de árboles en los sitios (Soriano-Vallés, 2003; Díaz-Núñez, 2005). En el tipo de encinos blancos y táscates, la mezcla de las actividades forestales y ganaderas disminuye tanto la cobertura como el área basal, posiblemente porque con la ganadería se inhibe la regeneración y el reclutamiento de individuos jóvenes (Borman, 2005) y con la forestería se eliminan algunos individuos del ecosistema, aunque no hay reemplazo de ellos (Spies *et al.*, 1994). En el tipo mixto de encinos y coníferas el incremento en la cobertura y área basal favorecido por la ganadería a baja escala, probablemente se deba a la eliminación de biomasa muerta y esté ocurriendo un reclutamiento. Por otra parte, aunque la actividad forestal sugiere favorecer el área basal, la disminución mostrada en el año 2000, probablemente sea la acumulación del derribo de árboles para el control de árboles dañados por escarabajos descortezadores (*Dendroctonus* spp.) en el periodo 1990-1995 y 1999-2000, lo que derivó en un saneamiento forestal

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

(Soriano, 2003). En el tipo ecológico de sabanas de encinares, es más evidente tanto la conservación, como las actividades forestales ligeras en el mantenimiento, e incluso, incremento de la cobertura y el área basal en los sitios analizados, probablemente, porque estos lugares por décadas estuvieron sometidos a fuertes presiones ganaderas y forestales (Minnich et al., 1994; Sosa-Ramírez *et al.*, 2004). La ganadería se ha mantenido en las mesetas y terrenos con poca pendiente, por lo que, se presenta una disminución tanto en cobertura arbórea y área basal, probablemente en dos décadas de ganadería intensa, ocurre una inhibición de regeneración y reclutamiento, posterior a ello, la eliminación de arbolado muerto, hacen que el área basal disminuya, al no existir un reemplazo de estos individuos, como propone el modelo de Oliver y Larson (1996).

En otros estudios se han analizado tanto los factores que causan disturbios en ecosistemas y los efectos sobre ellos. Los resultados generados mediante la reconstrucción de la estructura de los grupos ecológicos para diferentes fechas, coinciden con Turner *et al.*, (1998) respecto a los efectos de los disturbios antropogénicos en bosques. Tasker y Bradstock., (2006) encontraron que la ganadería ligera en sitios en proceso de recuperación después de un disturbio fuerte favorece la recuperación de la cubierta vegetal, pero en aprovechamientos fuertes, es una fuente de degradación en la cubierta vegetal, similar a lo ocurrido en el análisis realizado en el paisaje de la Sierra Fría. Los sitios cuya finalidad es la conservación son parte del manejo forestal, donde las actividades se vinculan con actividades como reforestaciones y restauraciones (Rey-Benayas *et al.*, 2008) y considerados por Fredericksen (2003), como una base importante para la recuperación de la cubierta forestal y mantenimiento de la diversidad biológica, tal y como ocurrió en la Sierra Fría. Aunque este trabajo solamente consistió en la elaboración de un tensor del

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

pasado, existen los datos suficientes para construir el tensor del futuro, el cual consistiría la proyección del potencial de los tipos ecológicos detectados incorporando las variables de uso y la intensidad como aquellas determinantes del potencial. Como variables de respuesta, se usaría la densidad de individuos/ha, cobertura arbórea y área basal, similar al modelo evolutivo planteado por Li *et al.*, (1988).

6.5. Conclusiones

Se detectaron cinco grupos ecológicos de vegetación en el paisaje del ANP-Sierra Fría. Las variables que más son afectadas son la cobertura arbórea, el área basal y la densidad de individuos. En este trabajo solamente se han analizado las dos primeras. En los grupos de pinos-encinos rojos y mixtos de encinos-coníferas, las prácticas de forestería y ganadería ligera benefician al área basal del sitio. Sitios sin uso no sufren modificaciones. El grupo ecológico de sabanas de encinos, es el más afectado, la conservación de los sitios favorece el aumento en cobertura arbórea y área basal, el aprovechamiento ganadero fuerte afecta directamente la cobertura arbórea y disminuye el área basal en periodos de 30 años. Se plantea la elaboración del tensor del futuro mediante variables de uso e intensidad en los tipos ecológicos.

Agradecimientos

Los autores expresamos nuestro agradecimiento a todas las personas que colaboraron en los trabajos de campo, a través de los cuales se conformaron los grupos ecológicos para la elaboración del modelo de manejo. Especial agradecimiento a los propietarios de los predios de la Sierra Fría, donde se realizaron todos los estudios que antecedieron a este manuscrito. Se agradece a dos revisores anónimos por los comentarios vertidos y que ayudaron a mejorar el escrito.

Referencias bibliográficas

- Borman, M.M. 2005. Forest Stand Dynamics and livestock grazing in historical context. *Conservation Biology* 19: 1658-1662.
- Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez, and C. Godínez. 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8: 630-643.
- COTECOCA, (2002). Coeficientes de agostadero por entidad federative. http://www.paot.org.mx/centro/ine-semarnat/informe02/estadisticas_2000/compendio_2000/02dim_economica/02_02_Agricultura/data_agricultura/CuadroII.2.4.4.htm . Consultada en Junio de 2010.
- Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner y R.G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:665-691

- Delgado, L.E., V.H. Marín, P.L. Bachmann, and M. Torres-Gómez. 2009. Conceptual models for ecosystem management through the participation of local social actors: the Rio Cruces wetland conflict. *Ecology and Society* 14: 50 (online). URL <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art50/>
- Díaz-Núñez, V. 2005. Uso de semioquímicos para el manejo de escarabajos descortezadores (*Dendroctonus* spp.) de los pinos, en la Sierra Fría de Aguascalientes. Tesis de Maestría. Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. pp. 1-120.
- Díaz, V., J. Sosa-Ramírez, D.R. Pérez-Salicrup, J. Morfín-Ríos y F. Tafoya. 2009. Distribución y abundancia de comunidades de plantas leñosas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. Memorias del V Congreso estatal “La investigación en el Posgrado”. Aguascalientes, Ags. Octubre de 2009.
- Forman, R.T.T. and M. Godrón. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, Inc. pp-515-526.
- Fredericksen, T.S. 2003. Forest management and biodiversity conservation in Bolivian Tropical Forests (Manejo forestal y conservación de la biodiversidad en bosques tropicales de Bolivia). *Lyonia* 5: 9-14.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology*. 8: 27-38
- Li T.X., M. Godron et J. Sosa Ramírez, 1988. Phyto-ecologie et potentialités forestieres du Monte Lozere, France. II Seminario Internacional sobre Reservas de la Biosfera Mediterraneas. MaB-UNESCO, pp.137-156.

- Kolkman, M.J., M. Kok, and A. van der Veen. 2005. Mental model mapping as a new tool to analyze the use of information in decisionmaking in integrated water management. *Physics and Chemistry of the Earth* 30: 317-332
- Mass, M. y H. Cottler. 2004. El protocolo para el manejo de ecosistemas en cuencas hidrográficas. online: <http://www.ine.gob.mx/pubs/cuencas>. Consultada en Noviembre de 2009.
- Maass, J.M., P. Balvanera, A. Castillo, G.C. Dayli, H.A. Mooney, P. Ehrlich, M. Quezada, A. Miranda, V.J. Jaramillo, F. García-Oliva, A. Martínez-Yrizar, H. Cotler, J. López-Blanco, A. Pérez-Jiménez, A. Búrquez, C. Tinoco, G. Ceballos, L. Barraza, R. Ayala, and J. Sarukhán. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long term ecological and social research on the pacific coast of Mexico. *Ecology and Society* 10 (1) 17: online. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/>.
- Minnich, R. A., J. Sosa Ramírez, V. E. Franco, W. J. Barry y M. E. Siquéiros. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia* 12, 23-29.
- Nute, D., W.D. Potter, F. Maier, J. Wang, M. Twery, H.M. Rauscher, P. Knopp, S. Thomasma, M. Dass, and H. Uchiyama. 2004. Intelligent model management in a forest ecosystem management decision support system. On line, disponible en <http://www.fs.fed.us/nc/burlington.ned>.
- Oliver, C.O., and B. C. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons. Update edition. pp. 88-142.

- Pillet, P., 1981. Organisation et évolution des unités écologiques du parc national des Cevennes. Bull. Ecol. 12 : 187-224.
- Rey-Benayas, J. M. 2005. Restoration after land abandonment. In: S. Mansourian, D. Vallauri, and N. Dudley (Eds). Forest restoration in landscapes : beyond panting trees. New York, NY. Springer. 477 p.
- Shields, D.J., B. Tolwinski, and B.M. Kent. 1999. Models for conflict resolution in ecosystem management. Socio-Economic Planning Sciences 33: 61-84.
- Soriano-Vallés, S. 2003. Estudios de escarabajos descortezadores del pino del género *Dendroctonus* en la Sierra Fría, Aguascalientes: especies, distribución y manejo con feromonas. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 52p.
- Sosa-Ramírez, J. 1987. Phyto-écologie et potentialities agro-pastorales et forestières du Mont Lozère (France). Disertación doctoral. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Academie de Montpellier. 320 p.
- Sosa-Ramírez, J., A. de Alba-Ávila, P. Zavala-Arias, J. Luna-Ruiz y E. Flores-Ancira. 2004. Diversidad, productividad y manejo de ecosistemas pastizales-encinares de la Sierra Fría. Informe Técnico Final SIHGO-CONACYT. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 119 p.
- Spies, T.A., W.J. Ripple, and G.A. Bradshaw. 1994. Dynamics and pattern of a management conifereous forest landscapes in Oregon. Ecological applications 4: 555-568.
- Stanford, J.A., and J.C. Poole. 1996. A protocol for ecosystem management. Ecological applications 6: 741-744

Tasker, E.M., and R.A. Bradstock. 2006. influence of cattle grazing practices on forest understorey structure in North-eastern New South Wales. *Austral Ecology* 31: 490-502.

Toledo, V.M. 2002. Ethnoecology: a conceptual framework for study of indigenous knowledge of nature. In: J.R. Stepp, *et al.*, (eds). *Ethnobiology and Biocultural diversity*. International Society of Ethnobiology, Georgia, USA. Pp-511-522.

Turner, M.G., W.L. Baker, C.J. Peterson, and R.K. Peet. 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1: 511-523.

ANEXOS

Anexo 1. Formato de muestreo ecológico ambiental

Ecología y Manejo de Paisajes Forestales

Predio _____ Municipio _____
Estado _____ Fecha _____
Coordenadas Geográficas 13 Q _____ UTM _____
Sitio: _____ Altitud _____
Pendiente _____ Exposición _____
Elaborado por _____ No. _____ Pos. Topográfica _____

Fisiografía

- | | | |
|------------------|---------------------|---------------------|
| 0 Terreno plano | 4 Media ladera | 8 Depresión cerrada |
| 1 Cumbre | 5 Bajo de ladera | |
| 2 Cumbre redonda | 6 Terraza | |
| 3 Alto de ladera | 7 Depresión abierta | |

Cobertura vegetal

- | | |
|----|------------|
| 1- | (< 10%) |
| 2- | (11 – 30%) |
| 3- | (31 – 50%) |
| 4- | (51 – 75%) |
| 5- | (> 75%) |

Dominancia de especies

Primera especie dominante-----
Segunda especie dominante-----
Tercera especie dominante-----

MODALIDADES DE UTILIZACIÓN

Tipo de utilización

- 01.- Ninguna utilización
- 02.- Recolección
- 03.- Caza
- 04.- Explotación forestal
- 11.- Pastoreo
- 12.- Corte
- 13.- Pastoreo y corte
- 14.- Producción forrajera
- 15.- Producción frutícola
- 16.- Producción hortícola
- 17.- Otra

Intensidad de la explotación

- 0.- No determinable
- 1.- No explotada
- 2.- Sub explotada (baja)
- 3.- Bien explotado (moderado)
- 4.- Sobre explotada (alta)

Explotación por animales

- 0.- No determinable
- 1.- Ninguna explotación visible
- 2.- Bovinos
- 3.- Ovino
- 4.- Caprinos
- 5.- Equinos
- 6.-Otros

ESTRUCTURA DEL ARBOLADO

No. árbol	Especie	DAP (cm)	Condición del arbolado	Altura total (m)	Vigor	Daños	Tipo de daños	Regenerado	
								S	A
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									

Condición del arbolado

- 1 Árbol muy joven
- 2 Árbol joven
- 3 Árbol Adulto
- 4 Árbol viejo
- 5 Árbol suprimido
6. Árbol muerto

Vigor

- A Vigor óptimo
- B Vigor Muy Bueno
- C Vigor bueno
- D Vigor regular
- E Vigor Pobre
- F) Vigor Muy pobre o mínimo

Daños al arbolado

- 1 Sin daños visibles
- 2 Daños ocasionados por humanos
- 3 Daños por factores mecánicos
- 4 Daño por fenómenos climáticos
- 5 Daño por insectos
- 6 Daño por enfermedades

Datos correspondientes a la sub-muestra del arbolado dominante:

En cada sitio, se les determinará la edad a los pinos dominantes y co-dominantes.

Sitio	Sub-muestra	No. árbol	DAP	Edad	Long. De los últimos 10 anillos



[illegible]

ANEXO 3. Formato de encuestas socioecológicas

Fecha

Lugar:

Nombre del encuestador

Número de encuesta

1. Nombre del informante _____

2. Edad: _____ -

4. Lugar de Origen: _____

5. Años desde que habita la zona

6. Relación del informante con el predio

Poseedor o propietario ()

Arrendatario ()

Cuidador ()

Otro ()

7. Superficie del predio _____

8. Uso del predio _____

Cobertura de la vegetación leñosa _____

9. Manejo del predio _____ 10. Tiempo de posesión o de cuidado

en la propiedad: _____

PASADO

9. ¿Conoce Usted si en algún momento se derribaron árboles o arbustos en el predio?

10. Recuerda cuando fue? _____ 11. ¿Cual fue el propósito?

a) Uso agrícola b) Uso pecuario c) Aprovechamiento de leña o madera d) Asentamientos humanos e) otro
(especifique)_____

11.- Desde su punto de vista, ¿En que condiciones estaba el arbolado antes de que la Sierra se dividiera? ¿Ha influido la parcelación de predios en el deterioro o mejora del arbolado (bosque)?

a) Igual b) Mejor c) Peor d) No me he dado cuenta (no he notado cambios)

12.- Respecto a la vegetación considera que:

a) Ha aumentado la cobertura b) Ha disminuido c) Se ha mantenido

13.- ¿Que árboles había antes y de ellos cuales todavía usted puede ver en su predio o en otros predios?

Antes	Ahora

14. Principal actividad de Manejo en el pasado en su predio (indique para que periodo se esta refiriendo, por ejemplo, hace 50 años, 30, 20 10 o hace menos años) _____

a) Aprovechamiento forestal

☐ Carbón ☐ Madera. Polines, postes, etc ☐ Leña ☐ Otra

(especifique)_____

b) Ganadería (indique tipo de ganado _____)

c) Actividad agrícola (principales cultivos _____)

d) Recreación

e) Cacería

f) Otra Cual

Observaciones

15.- Años de abandono de la actividad y porque?

a) Aprovechamiento forestal

 a) Actividades silvícola (saneamientos, aclareamientos)

 b) Ganadería (Especie de ganado)

 c) Agricultura

 d) Recreación

 e) Cacería cinegética

16.- Causas del abandono de las actividades de aprovechamiento, en caso de que estas hayan existido en el pasado:

 a) Prohibición del aprovechamiento por parte de autoridades

 b) Privatización

 c) Escasearon los recursos que antes se aprovechaban

 d) Aparición de plagas y enfermedades

 e) Cuestiones del mercado o de falta de mecanismos de comercialización

 f) Baja productividad

g) Cambio hacia otro tipo de manejo o aprovechamiento

h) Cuestiones de financiamiento

i) otra

17.- ¿Considera que alguno de los siguientes factores han afectado su terreno en algún momento? ¿Hace cuanto tiempo o ha sido común?

a) Factores climáticos

Heladas

Sequias

Tormentas e inundaciones

b) Incendios

c) Factores biológicos

a) Insectos u otra plaga

b) Enfermedades otros

d) Factores humanos

Cacería ilegal

Sobreextracción de madera

Ocoteo

Exceso de caminos

Otras

18. De los anteriores: ¿Cuáles son los principales problemas que afectan su predio y con que frecuencia?

19.- ¿Actualmente que es lo que más se aprovecha del monte?

a) Leña b) Postes c) Madera gruesa d) cacería e) No me doy cuenta que se haga aprovechamiento

20. ¿Qué árboles o arbustos se aprovechan más y porqué?

21. Que actividades tiene planeadas para su predio

22. Cuales son las principales amenazas que siente que actualmente afectan y que más adelante podrán afectar a su predio?

23. Como le gustaría que estuviera su predio en 10 o 15 años?

24. Como le gustaría ver a su región (los predios vecinos) dentro de ese tiempo también?

25. ¿Ha recibido o recibe Usted algún apoyo gubernamental?

26. Si es así, ¿que apoyo ha recibido o recibe?

27. ¿Cuenta Usted con un programa de manejo?

28 ¿De que tipo?-

ANEXO 4. Inventarios que soportaron los modelos ecológicos de tensores

Especies dominantes en cada uno de los sitios ecológicos

No. de sitio	Especies dominantes	Geoforma	Altitud
1	<i>J. deppeana</i> , <i>P. leiophylla</i> , <i>Q. rugosa</i>	CV	2400-2600
2	<i>Q. potosina</i> , <i>A. pungens</i> , <i>J. deppeana</i>	CX	2600-2800
3	<i>P. teocote</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>Q. sideroxyla</i> , <i>A. glandulosa</i>	CV	2400-2600
4	<i>Dodonaea viscosa</i> , <i>A. pungens</i> , <i>Q. resinosa</i>	CV	2200-2400
5	<i>Q. sideroxyla</i> , <i>P. leiophylla</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>A. xalapensis</i>	CX	2400-2600
6	<i>J. deppeana</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>Q. laeta</i>	CX	2600-2800
7	<i>J. deppeana</i> , <i>A. pungens</i> , <i>Q. chihuahuensis</i> .	TP	2600-2800
8	<i>P. leiophylla</i> , <i>Q. sideroxyla</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>J. deppeana</i>	CV	2400-2600
9	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. grisea</i> , <i>Q. laeta</i>	CX	2600-2800
10	<i>Q. eduardii</i> , <i>Q. sideroxyla</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>A. pungens</i>	CV	2600-2800
11	<i>Q. potosina</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>J. deppeana</i>	CV	2400-2600
12	<i>Q. sideroxyla</i> , <i>Q. rugosa</i> , <i>Q. chihuahuensis</i>	CV	2400-2600
13	<i>P. leiophylla</i> , <i>A. xalapensis</i> , <i>Q. potosina</i>	CV	2400-2600
14	<i>Q. potosina</i> , <i>A. pungens</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>Q. eduardii</i>	CV	2400-2600
15	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>Q. grisea</i>	CX	2400-2600
16	<i>Q. potosina</i> , <i>Odontotrichum amplum</i> , <i>Asclepias linearis</i>	CX	2200-2400
17	<i>Q. potosina</i> , <i>Phytocellobium leptophyllum</i> , <i>A. linearis</i>	CX	2200-2400
18	<i>Q. potosina</i> , <i>Asclepias linearis</i> , <i>P. leptophyllum</i>	CX	2400-2600
19	<i>Q. potosina</i> , <i>Odontotrichum amplum</i> , <i>Asclepias linearis</i>	TP	2400-2600
20	<i>J. deppeana</i> , <i>P. cembroides</i> , <i>Q. grisea</i>	CX	2400-2600
21	<i>P. teocote</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>Q. chihuahuensis</i>	CV	2400-2600
22	<i>P. teocote</i> , <i>Q. laeta</i> , <i>Q. sideroxyla</i>	CX	2600-2800
23	<i>P. leiophylla</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>Q. laeta</i>	CV	2400-2600
24	<i>P. leiophylla</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>J. deppeana</i>	CX	2400-2600
25	<i>P. leiophylla</i> , <i>J. deppeana</i>	CV	2400-2600
26	<i>Q. potosina</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>A. pungens</i>	CV	2200-2400
27	<i>Dodonaea viscosa</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i>	CX	2000-2200
28	<i>P. leiophylla</i> , <i>P. teocote</i>	CX	2400-2600
29	<i>Q. sideroxyla</i> , <i>A. pungens</i> , <i>A. glandulosa</i>	CV	> 2800
30	<i>A. pungens</i> , <i>Q. coccolobifolia</i> , <i>P. lumholtzii</i>	CX	2600-2800
31	<i>Q. sideroxyla</i> , <i>P. teocote</i> , <i>Q. chihuahuensis</i>	CV	2400-2600
32	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>A. pungens</i>	TP	2600-2800
33	<i>Q. sideroxyla</i> , <i>P. duranguensis</i> Quinq, <i>P. duranguensis</i> Mart.	CX	2600-2800
34	<i>Q. potosina</i> , <i>A. pungens</i> , <i>J. deppeana</i>	CV	2400-2600
35	<i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>Pinus chihuahuana</i>	TP	2600-2800
36	<i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>A. glandulosa</i>	TP	2600-2800
37	<i>Q. chihuahuensis</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>Q. sideroxyla</i> , <i>P. teocote</i>	CV	2600-2800
38	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. potosina</i>	TP	2600-2800
39	<i>A. pungens</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>Q. eduardii</i>	CV	2600-2800
40	<i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i>	TP	2600-2800
41	<i>Q. grisea</i> , <i>Q. potosina</i> , <i>Opuntia streptacantha</i>	CX	2400-2600
42	<i>Acacia farnesiana</i> , <i>Dalea bicolor</i> , <i>O. streptacantha</i>	TP	2000-2200
43	<i>Q. potosina</i> , <i>D. viscosa</i> , <i>Yucca filifera</i>	CX	2000-2200
44	<i>Q. eduardii</i> , <i>A. pungens</i> , <i>Encino 1</i> , <i>D. viscosa</i>	CX	2200-2400
45	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. grisea</i>	CX	2400-2600
46	<i>Q. potosina</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>J. deppeana</i>	CV	2400-2600

47	<i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i>	TP	2400-2600
48	<i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>A. pungens</i>	TP	2400-2600
49	<i>A. pungens</i> , <i>Q. grisea</i> , <i>Buddleia scordioides</i>	CX	2200-2400
50	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. grisea</i> , <i>Q. eduardii</i>	CX	2400-2600
51	<i>Q. eduardii</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>Q. potosina</i>	CX	2600-2800
52	<i>Q. potosina</i> , <i>J. deppeana</i>	TP	2600-2800
53	<i>P. teocote</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>A. glandulosa</i>	CV	2600-2800
54	<i>P. teocote</i> , <i>Q. sideroxyla</i> , <i>A. xalapensis</i>	CX	2600-2800
55	<i>Q. potosina</i> , <i>A. Pungens</i> , <i>P. teocote</i>	CX	2600-2800
56	<i>P. leiophylla</i> , <i>Q. grisea</i> , <i>A. pungens</i>	CX	2400-2600
57	<i>Q. potosina</i> , <i>Q. eduardii</i> , <i>A. pungens</i>	CV	2400-2600
58	<i>P. leiophylla</i> , <i>J. deppeana</i> , <i>Q. eduardii</i>	CV	2400-2600
59	<i>A. pungens</i> , <i>Q. sideroxyla</i> , <i>Q. coccolobifolia</i>	CV	> 2800
60	<i>J. deppeana</i> , <i>Q. potosina</i>	CX	2600-2800

* CV: Cóncavo; ** CX: Convexo; *** TP: Terreno plano