



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE DE *ABIES*
RELIGIOSA EN FUNCIÓN DE LA HETEROGENEIDAD
AMBIENTAL Y DETERMINACIÓN DE SU GRADO DE
CONSERVACIÓN EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA,
MÉXICO, D. F.**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

BIÓL. GABRIELA SANTIBAÑEZ ANDRADE

DIRECTORA DE TESIS: DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO

MÉXICO, D.F.

AGOSTO, 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/268/09

ASUNTO: Oficio de Jurado

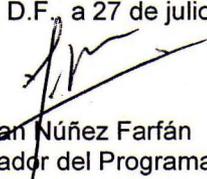
Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 19 de enero de 2009, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** del (a) alumno (a) **SANTIBAÑEZ ANDRADE GABRIELA** con número de cuenta **96147889** con la tesis titulada **“Composición y estructura del Bosque de Abies religiosa en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la Cuenca del Río Magdalena, México, D. F.”**, realizada bajo la dirección del (la) **DRA. SILVIA CASTILLO ARGUERO**:

Presidente: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS
Vocal: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
Secretario: DRA. SILVIA CASTILLO ARGUERO
Suplente: DRA. MARIA CECILIA DEL CARMEN NIETO DE PASCUAL POLA
Suplente: DR. JOSE ALEJANDRO ZAVALA HURTADO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”
Cd. Universitaria, D.F. a 27 de julio de 2009.


Dr. Juan Núñez Farfán
Coordinador del Programa



JNF/DCRV/ASR/grf*



Agradecimientos

Se agradece enormemente la beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) con número de registro 210270 que permitió la realización del proyecto. Así como el apoyo otorgado por el proyecto Manejo de Ecosistemas y desarrollo humano UNAM-SDEI-PTID-02.

El Comité tutorial del presente trabajo de investigación estuvo integrado por:

- Dr. José Alejandro Zavala Hurtado
- Dr. Roberto Lindig Cisneros
- Dra. Silvia Castillo Argüero

Se agradece ampliamente a la Dra. Cecilia Nieto de Pascual Pola por sus valiosas recomendaciones y aportes en el presente estudio, así como a la Dra. Patricia Balvanera por su colaboración y disponibilidad en la revisión del mismo.



Agradecimientos personales

A los miembros de mi Comité Tutorial:

Al Dr. Alejandro Zavala por su aportación logística en este trabajo, por sus comentarios atinados y por expresar su perspectiva tan idónea en cuestiones de Ecología (por eso eres mi gurú!), pero sobre todo por su amistad y su trato amable.

Al Dr. Roberto Lindig por la motivación al realizar este trabajo, por transmitir sus experiencias y conocimientos en el ámbito de la ecología de ecosistemas templados y por la comprensión del esfuerzo implicado, fue un verdadero honor que haya sido parte de mi Comité.

A la Dra. Silvia Castillo Argüero (mi mamá académica) por la dirección de ésta tesis y apoyo incondicional tanto profesional como personalmente, no tengo palabras para expresarte mi gratitud, y sólo te puedo decir que será otra aventura el realizar el Doctorado juntas.

Al Dr. Javier Álvarez por su apoyo brindado dentro del Macroproyecto.

A la M. en C. Irene Sánchez Gallén por su ayuda en los análisis de diversidad y su afanada insistencia en mi titulación (y la de Diego).

Al Biól. Marco Antonio Romero por su apoyo en el diseño digital de carteles y solución de complicaciones en el ámbito digital para los congresos donde se expuso este trabajo.

A la Biól. Yurianna Martínez Orea por su colaboración en el Laboratorio, en la generación del artículo y gran apoyo en campo necesario para generar este proyecto.

Al M en C. Oswaldo Núñez Castillo que participó arduamente en las salidas de campo, las cuáles implicaron mucho esfuerzo y que sin su colaboración no se hubiera podido llevar a cabo. Eres imprescindible Osvy, y créeme llegarás tan lejos cuanto te propongas.

A los estudiantes que brindaron su apoyo en las salidas a la Magdalena: Paty Saldívar, Gaby Soria, Diego Olivera, Marianita, Jorge, Alejandro, Dulce e Irving, entre muchos otros estudiantes de la Dra. Silvia.

Al Laboratorio de Ecología por ser mi segunda casa y contener a mis mejores y sinceras amistades: de nuevo a Silvia, Yurianna y Osvy, mi "grupo dinámico". A Ernest, el Dr. Peña, el M en C. Dieguis y a Julito.

A mis princess amigas: Dulce María Moreno "Princesa Caramelo" y Lizbeth Guzmán "Princesa Caprice" por ser tan lindas conmigo, por sus consejos, por su confianza, por su amistad que es inigualable y por ser incondicionales. Las quiero mucho chicas y espero que lleguemos a viejitas juntas! Lo recuerdan?
Jajajaja

A Edgar, mi alma gemela que me ha hecho crecer personal y espiritualmente día con día. Desde que te conocí me cautivaste y atrapaste mi ser con esa mirada tierna y esa voz tranquilizante, te amo "bunbury".

A mi pequeño zoológico en casa: Zury y Terry, a la Gris, a mi "Gorda" y a la pequeña Sibyl, sé que no leerán esto pero... que más da!



ESPECIALMENTE A MIS PADRES:

Miguel y Mariela que se han preocupado hasta hoy en día de mi bienestar, que siempre están y estarán en mi mente y mi corazón.

Espero que compartan este gran logro conmigo.

A mis hermanos Miguel, Oscar y Rubén, que me hacen reír y disfrutar la armonía familiar cuando estoy en casa.

A Edgar Javier García con quién “para siempre” me parece poco tiempo

Jamás te recuerdo, porque nunca te olvido.



	Pág.
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	4
Presentación	4
Los bosques templados en México	5
Los bosques de <i>Abies spp</i>	6
Los bosques de la Cuenca de México	7
Importancia de los bosques de la Cuenca del Río Magdalena	8
Importancia de la heterogeneidad en el Manejo y la Conservación	8
Justificación, hipótesis y objetivos	9
CAPITULO I. CARACTERIZACIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE DEL BOSQUE DE <i>ABIES RELIGIOSA</i> DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA	
<i>Introducción</i>	12
La heterogeneidad ambiental y la escala espacial	12
Unidades de Paisaje	12
Ventajas de la determinación de unidades de paisaje	13
Estado de conservación de las unidades de paisaje	13
Objetivos	13
<i>Descripción del sitio de estudio</i>	14
Localización	14
Hidrología	14
Situación de la Zona de Protección Forestal	15
Tipos de vegetación en la Cuenca del Río Magdalena	15
Bosque de <i>Abies religiosa</i>	16
<i>Método</i>	17
Generación de mapas temáticos de la Cuenca del Río Magdalena	17
Delimitación de las unidades de paisaje del bosque de <i>Abies religiosa</i>	17
Descripción de las unidades de paisaje a través de la fotointerpretación	18
Descripción de las unidades de paisaje en relación a los mapas temáticos	18



Resultados	19
Generación de mapas temáticos	19
Clima	19
Geología	19
Suelos	22
Relieve	22
Topografía	24
Vegetación y uso de suelo	24
Determinación de las unidades de paisaje	29
Descripción de las unidades de paisaje a través de la fotointerpretación	29
Descripción de las unidades de paisaje en relación a los mapas temáticos	32
Discusión	32
Conclusiones	33

CAPITULO II. ESTRUCTURA CUANTITATIVA DEL ESTRATO ARBÓREO A ESCALA DE UNIDADES DE PAISAJE Y DE PARCELA DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

Introducción	36
Bosques de <i>Abies religiosa</i>	36
Caracterización de las comunidades vegetales y el papel de la escala espacial	36
Estructura cuantitativa de la vegetación	37
Variables estructurales sintéticas	38
La diversidad como medida de la heterogeneidad	38
Objetivos	39
Método	39
Selección de sitios de muestreo	39
Trabajo de campo	39
Parámetros registrados	41
Análisis de datos	41
Estructura cuantitativa	43
Comparación entre unidades de paisaje y parcelas en relación a su estructura cuantitativa	44
Resultados	46
Estructura cuantitativa	46
Estructura de tamaños de <i>Abies religiosa</i>	50



Distribución espacial de <i>Abies religiosa</i>	51
Reforestación en las unidades de paisaje	52
Síntesis estructural por especie	53
Valor de importancia	54
Diversidad α	56
Diversidad β	56
Clasificación a nivel de unidad de paisaje y de parcela	57

<i>Discusión</i>	60
------------------	----

<i>Conclusiones</i>	64
---------------------	----

CAPITULO III. HETEROGENEIDAD AMBIENTAL Y SU RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA CUANTITATIVA DEL ESTRATO ARBÓREO A ESCALA DE UNIDADES DE PAISAJE Y DE PARCELA DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

<i>Introducción</i>	67
---------------------	----

Heterogeneidad ambiental y diversidad	67
Altitud	68
Orientación y pendiente	69
Temperatura	69
Humedad	69
Suelo	70
Luz	70
Apertura de dosel	71
Objetivos	71

<i>Método</i>	72
---------------	----

Trabajo de campo	72
Variables ambientales	72
Variables estructurales de la vegetación arbórea	73
Estimación de la heterogeneidad del bosque de <i>Abies religiosa</i>	73
Estimación de la heterogeneidad ambiental de las unidades de paisaje del bosque de <i>Abies religiosa</i>	73
Relación de la heterogeneidad ambiental con la estructura cuantitativa del estrato arbóreo	74

<i>Resultados</i>	75
-------------------	----



Estimación de la heterogeneidad del bosque de <i>Abies religiosa</i>	75
Estimación de la heterogeneidad ambiental de las unidades del bosque de <i>Abies religiosa</i>	77
Relación de la heterogeneidad ambiental con la estructura cuantitativa del estrato arbóreo	83
Discusión	89
Conclusiones	93

CAPITULO IV. DETERMINACIÓN DEL GRADO DE CONSERVACIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA* DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA

Introducción	95
Diagnóstico del grado de conservación en las unidades de paisaje	95
Indicadores	96
Indicadores biológicos	97
Indicadores antropogénicos	97
Estimación del estado de conservación	98
Índice de perturbación	99
Objetivos	100
Método	100
Parámetros registrados	100
Análisis de datos	101
Prueba univariada	101
Prueba multivariada	101
Índice de perturbación	101
Clasificación	101
Resultados	100
Prueba univariada	102
Prueba multivariada	103
Índice de perturbación	104
Clasificación	106
Discusión	106
Conclusiones	108



CONSIDERACIONES FINALES	109
LITERATURA CITADA	112
ANEXOS	124



RESUMEN

Para realizar proyectos de manejo y conservación es necesario contar con información ecológica sobre el estado actual del área de estudio y un conocimiento detallado de los factores ambientales (bióticos y abióticos) que promueven y mantienen la diversidad a diferentes escalas. Desde hace tiempo, se ha comprobado que la heterogeneidad ambiental determina la distribución de recursos y, por ende, la composición de especies y su abundancia. Pese a ello, esta propiedad rara vez ha sido tomada en cuenta a la hora de diseñar y ejecutar actividades de restauración y conservación.

El propósito de este estudio fue hacer hincapié en la importancia que tiene el caracterizar la comunidad de *Abies religiosa* en la Cuenca del río Magdalena para así integrar la información requerida en la generación de un diagnóstico ambiental, ya que la protección de los bosques de la Cuenca del Río Magdalena es indispensable para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la calidad ambiental principalmente del aire de la Ciudad de México.

Esta tesis está conformada por cuatro capítulos, y su objetivo principal fue analizar la heterogeneidad ambiental del bosque de *Abies religiosa* a diferentes escalas y su efecto sobre la composición y estructura del estrato arbóreo, además de su estado conservación.

A través de la fotointerpretación de las imágenes aéreas de la zona (capítulo 1) se determinaron 11 unidades de paisaje. Los resultados obtenidos brindaron una aproximación general de las características de la zona a una escala mayor, necesaria para realizar un estudio puntual como lo es el objetivo general de este trabajo. La información recabada y generada de la zona a partir de los mapas temáticos conformó el marco teórico para dimensionar los esfuerzos en el diagnóstico de la estructura y composición del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena, así como contar con información general de la complejidad de diferentes variables que determinan en gran medida la vegetación que se establece en la zona, como el tipo de suelo, el tipo de roca, el clima, la altitud, la orientación entre otros.

En el capítulo II se describe la estructura cuantitativa del estrato arbóreo de las unidades de paisaje y a nivel de parcela del bosque de *Abies religiosa*, a partir de variables estructurales como: densidad, cobertura, área basal y altura. Se calculó el valor de importancia de las especies arbóreas por unidad de paisaje y a nivel de parcela y se realizó una comparación en relación a su diversidad. Los resultados denotan que existen diferencias en la estructura arbórea entre las unidades de paisaje, así como dentro de las mismas (a nivel de parcela).

El capítulo III presenta el análisis de la heterogeneidad ambiental y el efecto que tienen los factores abióticos sobre el valor de importancia de las especies arbóreas. Se comprobó que existe una correlación en sus valores de estructura y los factores ambientales, pero que ésta relación depende de la escala aplicada.



Las variables densidad, cobertura, área basal y riqueza a nivel de unidad de paisaje estuvieron fuertemente relacionadas con la variación en la altitud, la temperatura del suelo, la humedad relativa, el factor de sitio global y la fracción de apertura de dosel. En contraste al realizar la misma ordenación a escala de parcela se encontró que los factores ambientales más relevantes en las variables estructurales fueron algunas características del suelo como pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno y fósforo; además de la luz a nivel de 1 m y la temperatura del suelo.

Por último, en el capítulo IV se estimó el grado de conservación de las unidades de paisaje respecto al estado del estrato arbóreo y algunos indicadores de perturbación. Estos resultados mostraron los síntomas de deterioro que existen en relación a la estructura de la vegetación en el bosque de *Abies religiosa* e indicaron las zonas que requieren de una mayor atención para idear estrategias y acciones de manejo o restauración.

ABSTRACT

To carry out management and conservation projects it is necessary to count with ecological information about the former situation of the study area as well as a detailed knowledge of the environmental factors (biotic and abiotic) that promote and maintain diversity at different scales. For some time, it has been proved that environmental heterogeneity determines resource distribution, therefore, species composition and their abundance, even though these facts, environmental heterogeneity has been rarely taken into account when it comes to the design and execution of restoration and conservation activities.

The aim of this work was to make emphasis in the importance of characterizing the community of *Abies religiosa* in la Cuenca del rio Magdalena in order to integrate the required information in the generation of an environmental diagnosis, since the protection of the woods of the Cuenca del Río Magdalena is a priority in terms of conservation of biodiversity and in the maintaining of a good environmental quality mainly of the air in México city.

This thesis is conformed by four chapters, and its main objective was to analyze the environmental heterogeneity of the *Abies religiosa* woods at different scales and its effect on the composition and structure of the tree layer, conservation status of these woods was evaluated as well.

Through photointerpretation of aerial images of this area (chapter 1) 11 landscape units were determined. The obtained results gave a general approximation of the characteristics of the area in a broad scale, in order to carry out a punctual study as it is the main objective of this work. The collected and generated information of this area from thematic maps conformed the theoretical framework necessary to dimension the efforts in describing the structure and composition of the woods of *Abies religiosa* of the Cuenca del Río Magdalena, as well as for counting with general information of the complexity of the



different variables that determine in a great way the vegetation that is established in this area, as well as the soil type, rock type, weather, altitude, orientation among others.

Chapter II describes the quantitative structure of the aerial strata of the landscape units and at parcel level of the *Abies religiosa* woods, from structural variables such as: density, cover, basal area and height. The importance value of tree species was calculated per landscape unit and per parcel, and a comparison was carried out in relation to their diversity. Results show that there are differences in tree structure between landscape units, as well as inside them (parcel level).

In chapter III we can see the analysis of environmental heterogeneity and the effect that the abiotic factors have on the importance value of the tree species. The results show that there is a correlation in their structure values and in the environmental factors, but this relation depends on the applied scale.

Variables such as density, cover, basal area and richness at the level of landscape unit were strongly related to the altitude variation, soil temperature, relative humidity, the factor of global site and the canopy open space fraction. In contrast when the same ordination was carried out at the level of parcel we found that the environmental factors which are more relevant in the structural values were some soil characteristics such as pH, electric conductivity, organic matter, nitrogen and phosphorus: besides the light at 1 m and soil temperature.

Finally, in chapter IV the degree of conservation in the landscape units with respect to the status of the tree strata and some perturbation indicators were obtained. These results showed the symptoms of deterioration that exist in relation to the vegetation structure in the *Abies religiosa* woods, they pointed out as well those areas that require more attention for working out more strategies as well as restoration and management actions.



INTRODUCCIÓN

PRESENTACIÓN

El estudio de los patrones de distribución y estructura de la vegetación en relación a los factores ambientales siempre ha sido uno de los temas centrales de la ecología de comunidades. La mayoría de los estudios han tenido como objetivo conocer la correlación entre los patrones espaciales de las comunidades y los patrones de una o más variables ambientales, para así, establecer hipótesis acerca de las relaciones causales entre los factores ambientales y el estado de la vegetación. A partir de estos estudios se ha reconocido su relación con la altitud, la pendiente, la temperatura, la humedad, la luz y las características del suelo, entre otras variables (Velázquez y Cleef, 1993; Sánchez-González y López-Mata, 2003; Sánchez-González *et al.*, 2006). Sin embargo estas relaciones pocas veces son lineales o directas, ya que estas relaciones son complejas pues, en primer lugar, existe una variabilidad en los factores ambientales que actúa de diferente manera sobre la vegetación, y en segundo lugar estos factores pocas veces actúan de manera aislada, por lo tanto al abordar estos estudios es necesario la utilización de métodos multivariados que denoten el efecto de la combinación de los gradientes ambientales observados (Zavala, 1986).

En general se ha reportado que la heterogeneidad ambiental, resultante de la variación espacial de los factores abióticos, influye en el establecimiento, desarrollo y supervivencia de los organismos, y ésta variación puede verse reflejada en los patrones de distribución, riqueza y abundancia de las especies vegetales (Stewart *et al.*, 2000). De igual forma se ha observado que la complejidad ambiental en un sistema está relacionado con las características topográficas de la región (Milne, 1997). Estas características permiten establecer unidades discretas a escala de paisaje que permite una mejor sistematización y comprensión de la correspondencia entre vegetación y ambiente (Mateucci y Colma, 1982).

En términos ecológicos, la principal característica de los bosques templados en la región de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT), es su complejidad ambiental que influye en su gran abundancia de especies y endemismos de plantas vasculares (Rzedowski, 1991a) y coníferas (Styles, 1993). Por situarse, estos bosques, en cadenas montañosas presentan un mosaico vegetacional que está fuertemente relacionado a las condiciones ambientales que provee principalmente la altitud, las orientaciones y pendientes de las laderas (Velázquez y Bocco, 2003). Aunada a los efectos de los factores ambientales, la vegetación de los bosques templados también se ve afectada por gradientes de perturbación de índole antropogénico que amenazan la estructura, composición y función de estos ecosistemas (Noss, 1983).

De los diferentes tipos de vegetación encontrados en la FVT, el bosque de oyamel (*Abies spp*) es el más ampliamente distribuido y que presenta variaciones estructurales y de composición dentro de la comunidad



vegetal (Madrigal, 1967; Nieto de Pascual, 1995). Son pocos los estudios que relacionan éstas variaciones estructurales con la variación de los factores abióticos o heterogeneidad ambiental, entre ellos se encuentran Vélazquez y Cleef (1993) en el Volcán Tláloc y Pelado, Ávila y López (2001) en el Cofre de Perote, Sánchez (2003) en el volcán Iztaccíhuatl y Sánchez-González y López-Mata (2003) al norte de la Sierra Nevada (Parque Nacional Zoquiapan). Sin embargo hasta el momento se desconoce el efecto de la heterogeneidad ambiental sobre los atributos estructurales y de diversidad para la comunidades del volcán Popocatepetl, o los Parques Nacionales de “El Ajusco”, “El Desierto de los Leones” y “Los Dinamos” por mencionar algunas.

El análisis de los efectos de la heterogeneidad ambiental sobre la estructura, composición y diversidad del bosque de *Abies religiosa* de “Los Dinamos”, ubicados en la Cuenca del Río Magdalena, constituyó el principal objetivo del presente estudio, además de estimar el grado de conservación de esta zona con gran influencia antropogénica.

Este estudio forma parte del Proyecto “Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano” enfocado a proyectos que conduzcan a la solución de problemas de índole socio-ambientales. En particular este trabajo pretende contribuir al conocimiento de la estructura, composición y diagnóstico de una de las zonas prioritarias que engloba este proyecto ubicada al Sur del Distrito Federal que se ve fuertemente amenazada por factores de deterioro.

En atención a dicho objetivos a continuación se presenta una síntesis de las características generales de bosques templados en México, así como una revisión de los efectos de la heterogeneidad ambiental y los factores de deterioro en estas comunidades vegetales.

LOS BOSQUES TEMPLADOS EN MÉXICO

Los bosques templados constituyen un hábitat de enorme importancia biológica y biogeográfica, debido a que se distribuye principalmente a lo largo de las grandes cadenas montañosas de México (Ávila-Akerberg, 2002). Abarcan una superficie cercana a 33 millones de hectáreas en 20 estados (Toledo y Ordoñez, 1993). Los tipos de vegetación principales son: bosque de pino, bosque de encino, bosque de oyamel y bosque mixto.

La presencia de los ecosistemas templados en México se relaciona con el efecto de la latitud y con su vínculo al clima (Challenger, 2003). Sin embargo, la variabilidad de los ecosistemas templados en el país dependen además de factores como son la abundancia y la estacionalidad de la lluvia, el tipo de suelo, la orientación de la ladera con respecto al sol y la historia biogeográfica de la zona, entre otros factores (Challenger, 1998). A diferencia de los bosques de coníferas y encinos de mayores latitudes, en México se caracterizan por una mayor biodiversidad, lo que se debe, por un lado, al gran número de especies de plantas



del sotobosque, y por el otro, a la gran heterogeneidad de la composición florística entre los bosques de diferentes regiones dentro de esta zona ecológica (Challenger, 2003). Diversos estudios muestran que es una de las zonas biológicas más importantes, notable por su abundancia de especies y endemismos de plantas vasculares (Rzedowski, 1991a, b), coníferas (Styles, 1993), vertebrados terrestres; mamíferos, anfibios y reptiles (Flores y Gerez, 1994). Se calcula la existencia de aproximadamente 7000 especies de plantas fanerógamas para los bosques de coníferas y encinos del país, de las cuales son endémicas el 70% (Rzedowski, 1991b).

LOS BOSQUES DE *ABIES* SPP

Los bosques de oyamel (*Abies spp*) típicos de la zona ecológica templada subhúmeda de México tienen sus áreas continuas de mayor extensión en las serranías que circundan a la cuenca del Valle de México, dentro de la Faja Volcánica Transmexicana, donde *Abies religiosa* domina el estrato arbóreo superior (Vela *et al.*, 1876; Sánchez-González *et al.*, 2005). Se ubican entre los 2700 y 3500 m s. n. m. y prevalecen en condiciones de relieve accidentado, clima templado húmedo, generalmente sobre suelos profundos, bien drenados, con alto contenido de materia orgánica (Hernández, 1985; Nieto de Pascual, 1995). Los bosques de oyamel que se observan en la Cuenca de México están confinados a laderas de cerros, lo que los protege de la acción de los vientos fuertes y de la insolación intensa. En muchos sitios se hallan limitados a cañadas o barrancas más o menos profundas que ofrecen un microclima específico.

Estas comunidades ocupan un lugar especial en la vegetación de México por sus características fisonómicas, florísticas y ecológicas (Rzedowski, 1978). Challenger (1998) menciona que la composición de los bosques de oyamel de México es muy variable de una región a otra, e incluso de un sitio a otro dentro de cada región, lo cual se debe a la enorme heterogeneidad de los tipos y subtipos climáticos, a la inclinación y orientación de las laderas, al tipo y profundidad del suelo y a la compleja historia biogeográfica de los ecosistemas que pertenecen a esta zona ecológica. Debido a esta heterogeneidad ambiental, las especies se encuentran distribuidas en forma de parches (Sánchez-González y López-Mata, 2003). En términos generales y en un mosaico ambiental dado, un manchón o parche puede definirse como “una unidad espacial diferente de su entorno, ya sea en apariencia o en sus propiedades”, sin embargo la percepción de estos parches depende fundamentalmente de la escala espacial (Wu y Loucks, 1995).

En varios estudios ecológicos a escala de paisaje, estos parches, se han delimitado bajo diferentes criterios por ejemplo, de acuerdo a la composición de especies, condiciones ambientales, calidad de sitio e intervenciones antropogénicas (Vega y Peters, 2003).



LOS BOSQUES DE LA CUENCA DE MÉXICO

Los bosques de coníferas y encinos en general son de los ecosistemas más afectados por los asentamientos humanos y por las actividades de producción primaria (agricultura y forestal), debido a la fertilidad de sus suelos, y la buena calidad maderable de sus bosques, entre otros factores (Challenger, 2003). Debido a ello, estos ecosistemas han sufrido diversos tipos de transformaciones, lo que ha repercutido en su degradación y eliminación en muy vastas extensiones (Gómez-Pompa, 1985).

En la Cuenca de México, la cobertura actual de bosque de oyamel parece no haber disminuido tan drásticamente en relación a la superficie original, como ha ocurrido con los bosques de pino y encino, sin embargo si presentan diferentes grados de perturbación. Su grado de “conservación” obedece en gran parte al hecho de ocupar áreas en los parques decretados como nacionales como son: Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Cumbres del Ajusco, Desierto de los Leones, El Chico y Los Dinamos (Melo y Alfaro, 2000).

El deterioro de los bosques de la Cuenca de México se acentuó a mitad del siglo pasado al sobrepasar la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) los 15 millones de habitantes, umbral a partir del cual se hizo evidente la imposibilidad de neutralizar las emisiones de las fuentes contaminantes cuyo impacto ecológico afectó a la cuenca (Garza, 2000). Una gran parte de bosque de la zona sur del Distrito Federal cuenta con protección especial; cerca del 21% (80, 083 ha) de su territorio fue decretado como Áreas Naturales Protegidas. Entre estas se encuentran el Desierto de los Leones (1, 842 ha) y las Cumbres del Ajusco Medio (25, 465, ha) (Pisanty, 2000). Cabe mencionar que la Cuenca del Río Magdalena o “Los Dinamos” (3, 100 ha), no está clasificada como Área Natural Protegida sino como Zona Protectora Forestal cuya administración corresponde al gobierno del Distrito Federal y no de la SEMARNAT (DOF, 1932).

A pesar de ello, el decreto de áreas protegidas, no ha servido de freno al deterioro ambiental y a la explotación de los bosques, que ha venido incrementándose constantemente. La falta de vigilancia, los cambios de uso de suelo y el crecimiento de la zona urbana, entre otras, han sido las causas principales de este daño. El problema es serio en las laderas y cañadas localizadas en el sur y poniente del valle de México, debido a que en ellas se recargan los mantos freáticos que abastecen a la propia ciudad (Bonfil *et al.*, 1997). De acuerdo con Mazari *et al.*, (2000) en una tercera parte de la Cuenca del Río Magdalena se presenta un excedente hídrico muy alto (mayor a 323 mm), en otra tercera parte este índice es alto (213-323 mm) y en la parte restante es moderado (104-213 mm). Por lo tanto es importante proteger la zona boscosa no sólo para preservar su fisonomía sino para garantizar la sustentabilidad hídrica presente y futura de la ZMCM (Garza, 2000).



IMPORTANCIA DE LOS BOSQUES DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA

Los bosques en general son de gran importancia ya que proveen de servicios ambientales, ya que además de los servicios de provisión directa, proporcionan de mecanismos de regulación de la naturaleza, que benefician al entorno en el que se desarrolla la población humana. Se trata de propiedades emergentes de los ecosistemas tales como la conservación del suelo y la regulación del clima, control del albedo, captación de carbono, hábitat para las especies, control de inundaciones, entre otros (Daily *et al.*, 1997). Por otro lado también están los bienes intangibles cuyo valor surge de la percepción individual o colectiva de su existencia. Estos servicios dependen del contexto cultural, ya que pueden ser lugares para la recreación y el descanso o para la inspiración espiritual y artística; y ante todo, son lugares que contribuyen a la belleza del paisaje (Challenger, 2003).

Aunque es muy difícil, y en ocasiones imposible, asignarles un precio, son fácilmente identificables, como por ejemplo la belleza escénica de un río, el aire fresco y limpio, etc. Finalmente, otro tipo de servicios son los de soporte que consisten en los procesos ecológicos básicos que mantienen al ecosistema funcionando. Estos beneficios no necesariamente tienen un efecto tangible por la sociedad, pero de manera indirecta resultan fundamentales, los cuales corresponden a los procesos hidrológicos, acarreo de nutrientes y el transporte de materiales, la retención y almacenamiento de nutrientes en el suelo, la regulación de poblaciones de plantas y animales, hongos y otros (Maass, 2003).

En particular, la protección de los bosques de la Cuenca del Río Magdalena, es indispensable para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la calidad ambiental principalmente del aire de la Ciudad de México. Su existencia, además, permite que sigan ocurriendo procesos ecológicos y funciones de gran importancia, como los son: la recarga de acuíferos, regulación de la escorrentía, la producción de oxígeno, la captura de carbono, la regulación microclimática, la protección contra la erosión, las barreras contra el viento, polvo y contaminantes particulados, la existencia de refugios para la biodiversidad, la recreación, la educación ambiental y la investigación científica (Hernández, 1985; CORENADER, 2003; Almeida *et al.*, 2007).

Por lo tanto esto lo hace un sitio interesante para evaluar su estado natural y promover su conservación para seguir manteniendo los servicios ecosistémicos que provee a los habitantes del Distrito Federal.

IMPORTANCIA DE LA HETEROGENEIDAD EN EL MANEJO Y LA CONSERVACIÓN

La conservación tiene como finalidad encontrar el equilibrio entre los procesos naturales y la acelerada pérdida de las especies debido a la influencia antrópica. Una de las formas de lograrlo es preservar estos procesos para evitar la pérdida de las condiciones naturales (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Zavala *et al.*, 2004). La



práctica de las medidas de conservación y gestión ambiental se han sustentado en que los ecosistemas son entidades estáticas y homogéneas, por ejemplo, con mucha frecuencia se implementan medidas que fueron usadas en otros ecosistemas “similares” o hasta en otros países climáticamente distintos (Zavala, *et al.*, 2004). En la actualidad existen aproximaciones que permiten incorporar procesos ecológicos en la toma de decisiones (Zavala y Burkey, 1997) y que conciben a los ecosistemas como sistemas dinámicos que varían en el tiempo y espacio, según las fluctuaciones ambientales y los mecanismos de respuestas de sus componentes (Levin, 1981; Terradas 2001; Zamora, 2001).

Así, para realizar proyectos de manejo y conservación, es necesario contar con información ecológica sobre el estado actual del área de estudio con un conocimiento detallado de los factores ambientales (bióticos y abióticos) que promueven y mantienen la diversidad a diferentes escalas (MacIntosh, 1991; Bradshaw y Borchers 2000). La información descriptiva (listados de especies, mapas de vegetación, etc.) es fundamental para conocer el estado de los ecosistemas, más aún si el sistema presenta discontinuidades ambientales que genera diferentes respuestas de la vegetación.

Además, analizar la heterogeneidad ambiental y su efecto sobre la vegetación tiene una gran relevancia para el conocimiento de la regeneración de las comunidades vegetales afectadas por disturbios de origen antropogénico y para la recuperación de su diversidad, más aún si se tiene como objetivo principal acelerar y manipular este proceso (Zavala y Oria de Rueda, 1995; Silva, 1998; Camprodon y Plana, 2001).

Sin embargo, generar esta información lleva tiempo y muchas veces cuando se implementan medidas de conservación no se puede esperar a contar con ellas, por lo que en muchas ocasiones se toman decisiones en condiciones de incertidumbre.

JUSTIFICACIÓN

La zona cubierta por bosque de oyamel de la CRM posee una alta heterogeneidad ambiental a escala de paisaje y a escala pequeña; aunado a esto es un sitio constantemente expuesto a disturbios naturales y antropogénicos, lo que ha traído como consecuencia que se presenten diferencias en la composición y la estructura del estrato arbóreo. Por lo anterior es importante caracterizar la comunidad de *Abies religiosa*, conocer qué factores abióticos son más relevantes en relación a su composición y estructura, además de determinar su grado de conservación, para tener un estudio descriptivo de la zona que pueda servir como base para programas de manejo, conservación y restauración.



HIPÓTESIS

- La composición y estructura del bosque de *Abies religiosa* está relacionada con la variabilidad de los factores ambientales, por lo tanto es posible encontrar unidades de vegetación que reflejen el grado existente de heterogeneidad ambiental a escala de paisaje.
- El nivel de heterogeneidad será distinto a través del análisis a escala de paisaje y a una escala fina. Por otro lado la correlación de los factores ambientales con la estructura de la vegetación arbórea cambiará en función de la escala espacial.
- Estas unidades presentan una composición y estructura arbórea distinta, que en relación a algunos parámetros establecerán en cierta forma su grado de conservación. Por lo cual cada una de estas unidades necesita un plan de manejo específico y un plan adecuado de restauración.

OBJETIVOS

Objetivo general.- Analizar la heterogeneidad ambiental del bosque de *Abies religiosa* a diferentes escalas y su efecto sobre la composición y estructura del estrato arbóreo, además de su estado conservación.

Objetivos particulares:

- 1.- Delimitar las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa*, que reflejen la heterogeneidad ambiental existente en la zona.
- 2.- Determinar la estructura cuantitativa del estrato arbóreo de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* a través de una escala de paisaje y a una escala fina (de parcela).
- 3.- Caracterizar la heterogeneidad ambiental y su relación con la estructura cuantitativa del estrato arbóreo a nivel de unidad de paisaje y de parcela.
- 4.- Estimar el grado de conservación de las unidades de paisaje respecto al estado del estrato arbóreo y algunos indicadores de perturbación y elaborar un mapa de zonas prioritarias que sirva como base para futuros proyectos de manejo y conservación.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Cada uno de los objetivos particulares anteriores se abordarán en esta tesis integrándolos por capítulos específicos. La estructura de los capítulos se desarrolla en apartados como: introducción, método, resultados y discusión. La Literatura citada fue recopilada de forma general al final de la tesis.



Capítulo I

Caracterización de las Unidades de Paisaje del Bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena



INTRODUCCIÓN

LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL Y LA ESCALA ESPACIAL

La heterogeneidad ambiental involucra componentes cualitativamente diferentes en los sistemas ecológicos, cuyas propiedades varían en el espacio y el tiempo (Kolasa y Rollo, 1991). Sin embargo, esta variabilidad se manifiesta sólo si se analiza en la escala espacial y temporal adecuada, pues de esto depende la complejidad del mosaico ambiental a encontrar. En particular la escala espacial óptima para un estudio depende del objeto de estudio, es decir los organismos que perciben la condición de mosaico (Vega y Peters, 2003). Un “bosque”, por ejemplo, es percibido de diferentes manera por una plántula que por un árbol, ya que para éste una superficie puede ser homogénea, mientras que para la plántula consistirá en un conjunto de “parches” interconectados (Allen y Hockstra, 1991).

UNIDADES DE PAISAJE

En base a lo anterior, en una escala de paisaje, el mosaico ambiental puede ser dividido en “unidades de paisaje” o “rodales”, los cuales se definen como una porción del bosque en base a un conjunto de criterios de uno o más objetivos de manejo (Zonneveld, 1979). Desde un punto de vista práctico, las unidades o rodales se pueden distinguir de acuerdo a la composición de especies, edades, condiciones ambientales, calidad de sitio, e intervenciones antropogénicas. Estas variables en conjunto definen lo que se puede denominar la estructura de un rodal, que intenta describir la ocupación espacial de los individuos tanto en el dosel, el sotobosque y el suelo. Obviamente las microvariaciones al interior de la unidad o rodal pueden ocurrir, como cambios continuos o discretos en el espacio (Velázquez y Bocco, 2003).

En general, para determinar unidades discernibles a nivel de paisaje dentro de un área de interés es recomendable partir del análisis detallado de imágenes satelitales y aéreas, según convenga a cada caso, cuidando que la escala y el tipo de imágenes sean adecuados para el problema que se desea tratar.

Según las características del área general, los atributos que definen una unidad de paisaje pueden ser geomorfológicos (por ejemplo una ladera o un cuerpo de agua); de distribución de vegetación (un manchón de tipo de vegetación determinado); y hasta conjuntos de signos de alteración en extensiones ubicadas entre tractos de vegetación nativa (como ejemplo, un predio extenso donde se ha abandonado una actividad productiva) (Sánchez, 2003).

Una vez que se hayan determinado las principales unidades componentes del paisaje en el área de trabajo, habrá que abordar una nueva etapa: el reconocimiento de las características más importantes de cada una de ellas. Para ello, es recomendable efectuar algún levantamiento mínimo de información de campo que



revele para cada unidad de paisaje, de manera razonable y con una relación de costo y tiempo adecuado al caso, los valores más importantes de la biodiversidad local, las amenazas que enfrentan y las prioridades para su atención. Al trabajar con áreas muy extensas difícilmente se tienen oportunidad de hacer estudios de campo particulares, profundos y prolongados, sobre las interacciones de las formas de vida presentes con su medio natural y con el entorno humano. En cambio, es factible ponderar cuáles son los rasgos más relevantes de la biodiversidad local en los rubros arriba mencionados, y adquirir la mayor cantidad y calidad posible de información indicativa sobre ellos (Hammond *et al.*, 1995).

VENTAJAS DE LA DETERMINACIÓN DE UNIDADES DE PAISAJE

La delimitación del área de interés y su ubicación en el contexto de las unidades de paisaje a las que pertenece, permite enmarcar y dimensionar mejor los esfuerzos de conservación, desde el diagnóstico hasta el diseño de estrategias, su desarrollo y la evaluación de sus resultados (Velázquez y Bocco, 2003).

Como se ha mencionado anteriormente, en situaciones reales referidas a regiones templadas de montaña pocas veces se trata con áreas homogéneas, al menos en cuanto a su topografía, fisonomía y vegetación, por lo que un diagnóstico de este tipo permite caracterizar qué unidades (geoformas, manchones de vegetación u otros rasgos destacados) son los más relevantes para la conservación, en cada una de las unidades discernibles dentro del área y a la escala utilizada (Sánchez, 1996). Estas unidades relevantes deben ser determinadas de forma tal que puedan representar la mejor combinación posible de componentes para maximizar la conservación de la biodiversidad local (Noss, 1983).

ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE

La delimitación de las unidades de paisaje es útil para realizar el reconocimiento general del estado de conservación del sitio. Este puede efectuarse por medio de la interpretación de las imágenes de satélite, fotografías aéreas, además del reconocimiento en campo para poder evaluar generalmente la magnitud o el grado de perturbación provocados por actividades humanas y ubicar su cercanía a los asentamientos humanos. Con este método es posible realizar un diagnóstico preliminar de las zonas que necesitan atención prioritaria (Kilpatrick, 1985, Sánchez, 1996).

OBJETIVOS

El objetivo principal de este capítulo es determinar las unidades de paisaje del Bosque de *Abies religiosa* en función de la vegetación. Los objetivos particulares son: a) elaborar mapas temáticos climático, geológico, edafológico, hipsométrico y de vegetación de la zona de la Cuenca del Río Magdalena y b) describir las unidades de paisaje en función a su altitud, orientación, pendiente, vegetación y uso de suelo y nivel de conservación.



DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

LOCALIZACIÓN

La cuenca del río Magdalena (CRM) ($19^{\circ} 13' 53''$ y $19^{\circ} 18' 12''$ N y $99^{\circ} 14' 50''$ y $99^{\circ} 20' 30''$ W) se ubica en la Sierra de las Cruces, dentro de la faja volcánica transmexicana (Álvarez, 2000) en un intervalo altitudinal de 2570 m s. n. m en el noreste (límite del áreas ecológica con la urbana) a los 3850 m s. n. m al suroeste. Se localiza al límite sur-occidental del Distrito Federal dentro de la cuenca de México, abarca parte de las delegaciones políticas Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa, mientras que en el estado de México es la región este del municipio de Ocoyoacac (Figura 1). La extensión total del área es de aproximadamente 2, 925 ha (Ávila-Akerberg, 2002).

HIDROLOGÍA

La cuenca del Río Magdalena se localiza en la vertiente que forman las sierras del Ajusco y de las Cruces, en su unión al suroeste de la cuenca del río Eslava y, al noroeste, por las cabeceras de los ríos Mixcoac, Guadalupe y Anzaldo (Arenas, 1969).

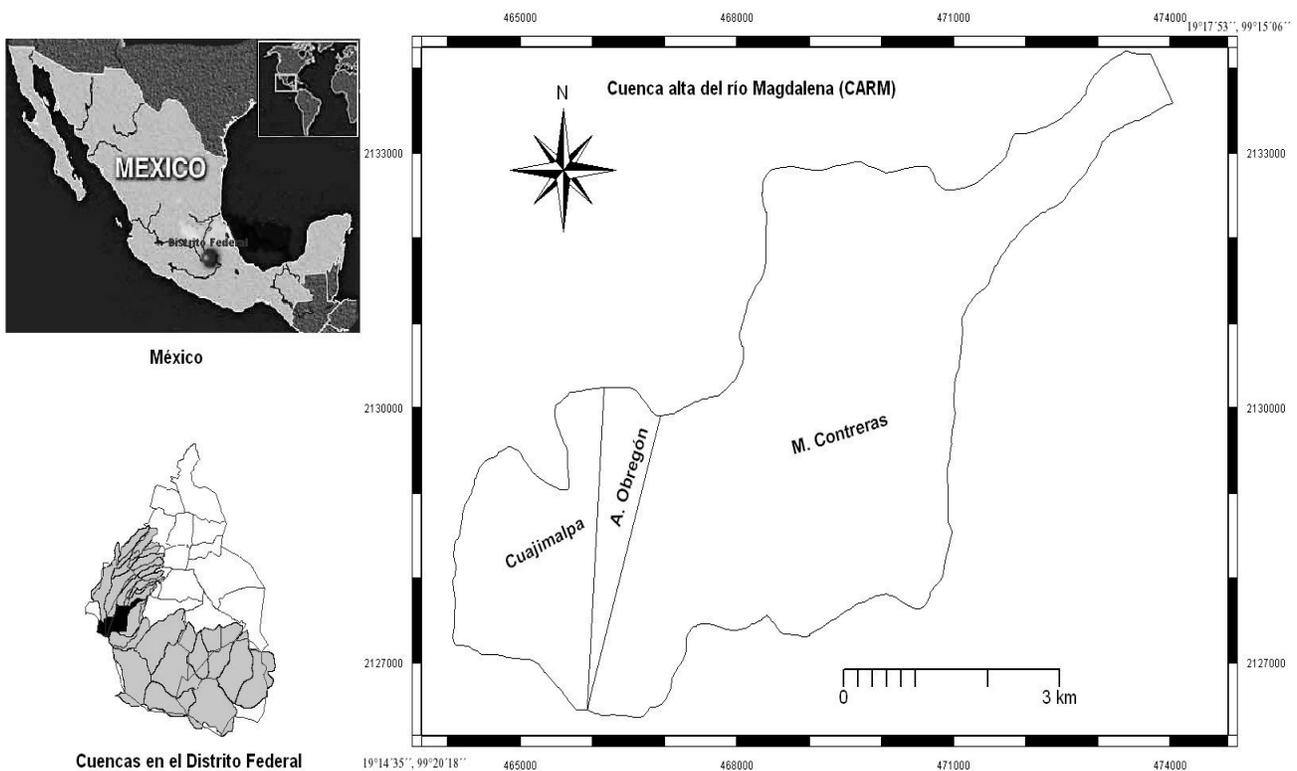


Figura 1. Localización de la Cuenca del Río Magdalena, México, D. F.



El río Magdalena tiene una longitud total de 21, 6 km de los cuales 13 km recorren los bosques de la cuenca alta (Figura. 2).



Figura 2. Cauce del río Magdalena

El río penetra en la zona urbana hasta llegar a la presa Anzaldo, con un recorrido de 4 km. A partir de esta presa el río Magdalena es entubado y dirigido hacia el río Churubusco en un trayecto de 2 km. Las aguas continúan su recorrido por el gran canal de desagüe, para salir de la cuenca de México a través de los túneles artificiales de Tequisquiac, donde llega a la cuenca del río Tula (Álvarez, 2000).

SITUACIÓN DE LA ZONA DE PROTECCIÓN FORESTAL

Entre 1936 y 1939 durante el gobierno del presidente Lázaro Cárdenas se decretaron la mayoría de los parques nacionales y las áreas protegidas de la Cuenca de México. En 1987, las aguas del Río Magdalena fueron concedidas a la compañía de Ángel Sánchez, quién construyó los cuatro Dinamos para aprovechar el torrente del río para la generación de electricidad.

Dentro de la categoría de Área de Protección de Recursos Naturales, existe la categoría de Zona de Protección Forestal, que según la LGEEPA en su artículo 53 son aquellas zonas destinadas a la conservación, protección y restauración suelos, cuencas hidrográficas, vegetación, fauna y en general todos los recursos naturales existentes dentro de ellas. La Zona de Protección Forestal de la Cañada de Contreras fue decretada el 27 de junio de 1932 con una extensión de 3100 ha aproximadamente (DOF, 1932).

Por otro lado, no está bien definido a qué órgano compete su administración ya que el decreto se llevó a cabo a nivel federal, pero actualmente la SEMARNAT, específicamente el Instituto Nacional de Ecología, no la contempla dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

TIPOS DE VEGETACIÓN EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA

Se distinguen para la zona las siguientes comunidades principalmente: *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, bosque mixto y bosque de *Quercus* con distintas asociaciones de especies dentro de estas comunidades



(Nava, 2003). Debido al gradiente climático y las condiciones de humedad, la vegetación se dispone en bandas altitudinales más o menos bien definidas, con traslapes entre los diferentes tipos de bosques (Ávila-Akerberg, 2002).

BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

El bosque de oyamel es un bosque perennifolio, alto, medianamente denso aunque hay zonas muy abiertas. El dosel ocupa alturas de 20 a 30 m de altura, el estrato arbustivo es de 2 a 3 m de alto, está bien representado y aporta coberturas del 30%. El estrato herbáceo no sobrepasa el 10%. Sólo en algunos sitios se encuentra al estrato rasante, de musgos principalmente, con coberturas menores de 15%. Esta comunidad está compuesta por especies como: *Abies religiosa*, *Senecio angulifolius*, *S. barba-johannis*, *Eupatorium pazcuarensis*, *Thuidium delicatulum*, *Acaena elongata*, *Salvia elegans* y *S. concolor*. La especie dominante en el estrato arbóreo con coberturas que van de 40 hasta el 90% es *Abies religiosa*. En algunos puntos de la cuenca se presenta un estrato arbóreo inferior compuesto por *Salix paradoxa*, *Sambucus nigra* var. *canadiensis*, *Prunus serotina* var. *capullo*, *Pinus hartwegii*, *P. montezumae* y *P. ayacahuite* var. *veiteghii*. El herbáceo tiene una cobertura menor y la especie representativa de éste es *Acaena elongata*. El estrato arbustivo en ocasiones puede ser muy denso, probablemente por perturbación (Ávila-Akerberg 2002).

Estos bosques están confinados a altitudes de los 2900 hasta los 3500 m s. n. m. En extensión es el bosque más amplio dentro de la cuenca con aproximadamente 1900 ha. Se presenta en pendientes desde planas (0-10°) hasta inclinadas (20- 50°) pero los rodales más vigorosos se desarrollan en pendientes de 30°. Se le puede encontrar en laderas de cerros principalmente con orientación N, NW y E.

Esta variación topográfica (orientación y pendiente) es la responsable de la formación de un mosaico ambiental que no ha sido abordado en ningún estudio de ecología de comunidades. Cabe mencionar que en un estudio realizado por Ávila (2002) sólo se describió la Cuenca del Río Magdalena por tipos de vegetación y asociaciones. Sin embargo este estudio pretende obtener un diagnóstico específicamente del bosque de *Abies religiosa*, debido a que posee la mayor extensión dentro de la cuenca y posee una heterogeneidad ambiental que repercute en la composición y estructura arbórea.

Por último, la comunidad de *Abies religiosa*, se encuentran amenazadas por diversos factores de deterioro como resultado de la presión antropogénica como: la presencia de asentamientos irregulares y conflictos por la tenencia de la tierra, la vegetación y la fauna silvestre que se encuentran afectadas por la tala ilegal, la incidencia de incendios, la apertura de terrenos de cultivo, la ganadería no controlada y la contaminación de aire, suelo y agua (SEMARNAP, 1998; CORENADER, 2003).

**MÉTODO****GENERACIÓN DE MAPAS TEMÁTICOS DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA**

Se realizó la revisión bibliográfica y cartográfica de la zona. En este estudio se generaron los mapas temáticos de clima, geología, edafología, hipsometría, vegetación, además de los modelos digitales de elevación y pendiente de la zona con ayuda de Sistemas de Información Geográfica.

Para este fin, se adquirieron los mapas temáticos escala 1:50,000 de la zona de la Cuenca contenida en la carta E14A-39 y 38 de la Ciudad de México elaborados por el INEGI. Entre éstos figuran los mapas topográfico, edafológico, geológico y vegetación y uso de suelo. La información del clima fue revisada en el Atlas de México escala 1:250, 000 y en Ávila-Akerberg (2002).

DELIMITACIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

Para determinar y ubicar las unidades de paisaje fueron necesarios tres procedimientos, la fotointerpretación de imágenes aéreas, la estereoscopía y el uso de los Sistemas de Información Geográfica.

La fotointerpretación se ocupa de analizar imágenes fotográficas aéreas, con el fin de identificar elementos o detalles de la superficie terrestre, en general ésta técnica hace uso de algunos elementos o patrones de fotointerpretación como lo son: el tamaño, la forma, la sombra, el tono o color, la textura y la localización de los objetos representados en las fotografías (Palma y Sánchez, 2005). Las ventajas de las fotografías aéreas es que: permiten observar un panorama espacial de la situación del terreno, correspondiente a la fecha de la toma, cubren grandes extensiones de terreno, permiten hacer la descripción de la zona sin estar en contacto directo y, lo más importante, es que permiten obtener información espacial, rápida y confiable, de las áreas accesibles como remotas e inaccesibles a través de la estereoscopía.

Por su lado, la estereoscopía permite la observación tridimensional de los detalles de la superficie terrestre representados en la fotografía aéreas continuas o pares estereoscópicos (Palma y Sánchez, 2005).

Una manera de abordar la determinación de unidades de paisaje dentro de un área consiste en tratar de ubicar componentes visualmente reconocibles en las imágenes y en sobreponer gráficamente, en ese modelo inicial, la información topográfica, edafológica, geológica, climática, altitudinal y de vegetación (Sánchez, 1996). Generalmente esto se hace por medio de la integración de esos tipos de elementos informativos en un Sistema de Información Geográfica (o SIG). Este tipo de prospección inicial permite identificar grandes componentes del mosaico ambiental del área y tomar las primeras decisiones acerca de cuáles elementos (o grupos de elementos), merecen atención a mayor detalle en el trabajo de diagnóstico (Fuller, 1998; Sánchez, 1996).



Para generar concretamente el mapa de unidades del bosque de *Abies religiosa*, se utilizaron fotografías aéreas a color del año 2005 escala 1:40,000 las cuáles se fotointerpretaron con ayuda de un Estereoscopio de reflexión para determinar las unidades de vegetación homogéneas de la zona, bajo los criterios de orientación de ladera y tipo de vegetación. Con ayuda de acetatos se delimitaron las unidades por encima de las fotografías y ésta información fue transferida y dibujada al mapa base con ayuda de un “Stereosketch” el cual es un aparato que permite la observación simultánea de las fotografía aéreas y el mapa temático en construcción (Palma y Sánchez, 2005). Posteriormente se digitalizó la fotografía real georreferenciada en Arc View Versión 3.2 y con una capa de información mostrando el límite de la zona de protección forestal que pertenece a la Cuenca del Río Magdalena, así como las diferentes unidades de paisaje determinadas.

Mediante este mapa posteriormente se ubicaron los puntos de muestreo a partir de sus coordenadas geográficas. Es importante resaltar que era necesario el conocimiento en una escala mayor de las características de la zona, para así delimitar en base a ello unidades homogéneas donde se puedan realizar los muestreos y los consiguientes estudios y comparaciones entre las unidades.

DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE A TRAVÉS DE LA FOTOINTERPRETACIÓN Y LA VERIFICACIÓN EN CAMPO

La verificación en campo de atributos de unidades de paisaje generalmente se halla restringida por limitaciones impuestas por la escala definida, la accesibilidad y por la problemática particular del área, además del tiempo y los recursos realmente disponibles. Los métodos de verificación de campo pueden abordar: a) la comprobación de la presencia y ubicación de extensiones con distintos tipos de vegetación o de especies relevantes y b) la comparación más detallada de esas unidades de paisaje, con el propósito de tomar algunas decisiones que resulten indispensables, acerca de diferencias aparentes de rasgos entre unidades de paisaje o de heterogeneidad dentro de unidades particulares (Sánchez, 2003).

En base a la fotointerpretación y la verificación en campo, cada unidad presenta diferentes características en relación a la altitud, la pendiente y el tipo de vegetación. Por lo tanto, se realizó una descripción general de las características del estrato arbóreo en relación a su composición, su densidad y el estado de conservación del bosque

DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE EN RELACIÓN A LOS MAPAS TEMÁTICOS

Por último, de cada unidad de paisaje se realizó un análisis en base a los mapas temáticos generados.

**RESULTADOS****GENERACIÓN DE MAPAS TEMÁTICOS DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA**

CLIMA. Existen para el área de estudio dos tipos de clima según la clasificación climática de Köppen modificado por García (Álvarez, 2000). Entre los 2400 y 2800 m s. n. m. se presenta el clima C (w₂) (w) (b) i', las características de este subtipo son: templado subhúmedo, el más húmedo de los subhúmedos, con lluvias en verano, temperatura media anual entre 12 y 18° C, temperatura del mes más frío entre -3 y 18°C y temperatura del mes más caliente entre 6.5 y 22°C, con poca oscilación térmica. En la parte más alta entre los 2800 a los 3500 m s. n. m se presenta el clima Cb' (w₂) (w) (b') i. Este subtipo sólo difiere del anterior por tener una temperatura media anual entre 5 y 12 ° C y la oscilación térmica es menor a 5°C, es decir isotermal (García 1978). Este clima se localiza desde el tercer Dinamo hasta las partes más altas de la cuenca. En este caso el mapa de clima representa las dos variantes de subhúmedos (Figura 3).

La temporada de lluvias se presenta en el verano, siendo julio el mes con mayor cantidad de precipitación. La precipitación aumenta conforme hay ascenso de altitud, registra una mínima de 1000 mm en la parte baja y hasta los 1500 mm en las cumbres más altas (Álvarez 2000). El porcentaje de lluvia invernal es menor del 5% con respecto a la total anual y porcentajes altos de lluvia para el período mayo-octubre varían del 80 al 94% de la lluvia total anual, lo cual indica que el régimen de lluvias es estival (García 1978). En la zona las lluvias son intensas debido al desarrollo de corrientes convectivas que produce la insolación, lo cual se suma al efecto del levantamiento orográfico que hace que la formación de nubes sea a mayor altura dando lugar a lluvias más frecuentes. Esta condición ha permitido mantener diversas comunidades vegetales y constituir la principal zona de recarga de los mantos freáticos de la Ciudad de México (Ontiveros 1980).

GEOLOGÍA

En una gran parte de la zona de la Cuenca predomina roca ígnea extrusiva, y sólo en la parte más baja (al noreste) corresponde a suelo de tipo aluvial como se puede apreciar en el mapa geológico (Figura 4).

El basamento de la Cuenca del Río Magdalena está constituido por macizos de la sierra de las Cruces de principios del Terciario, alcanzando el Terciario superior (Cervantes y Alfaro 2000). Las áreas que circunscriben a la cuenca están formadas por la actual sierra de las Cruces. Esta sierra es uno de los principales focos de actividad del Eje Volcánico Transmexicano y presenta una dirección NE-SO, correspondiendo a la misma orientación de los grandes valles de Toluca, México y Puebla (Demant 1978).

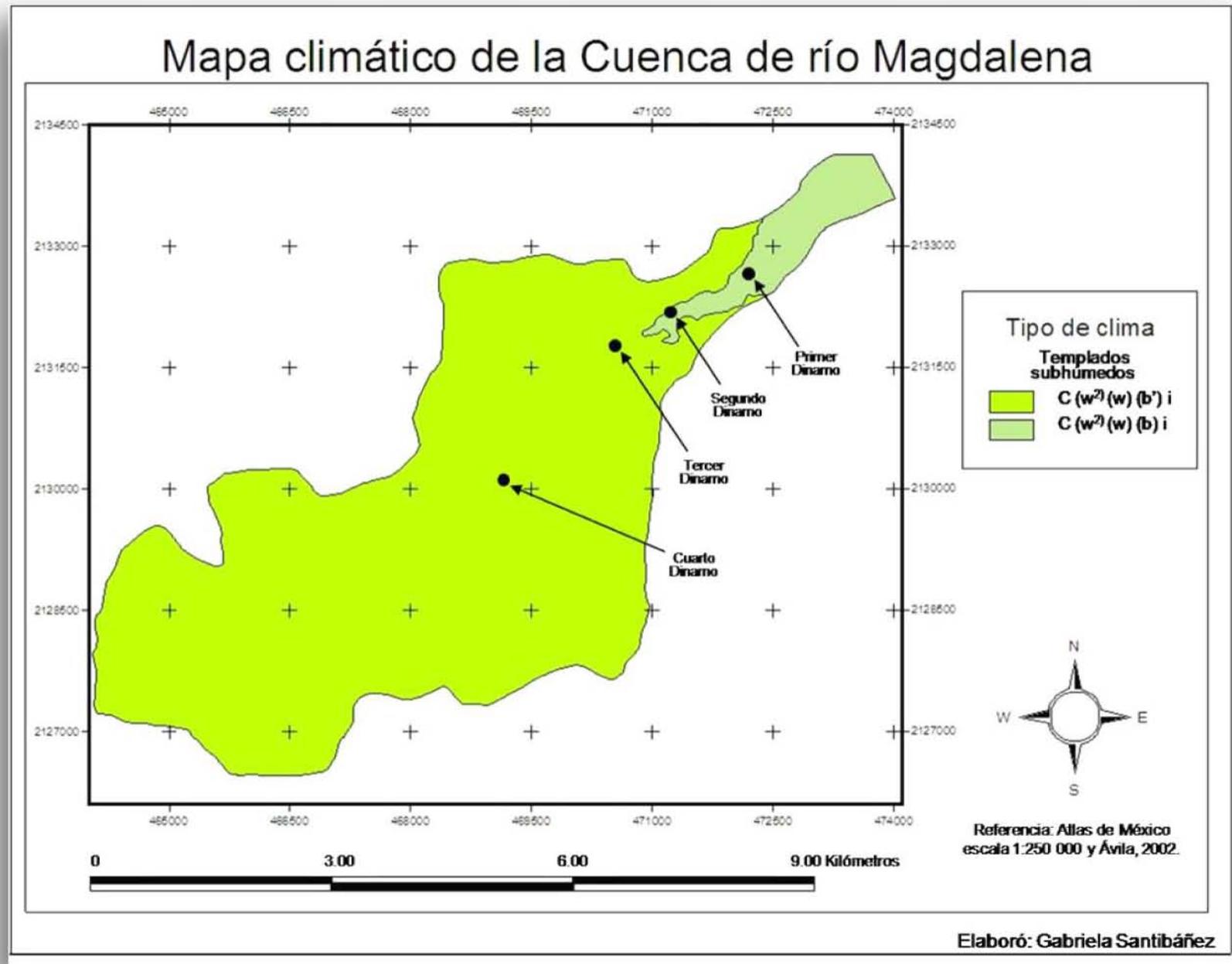


Figura 3. Mapa Climático de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.

Mapa geológico de la Cuenca del río Magdalena

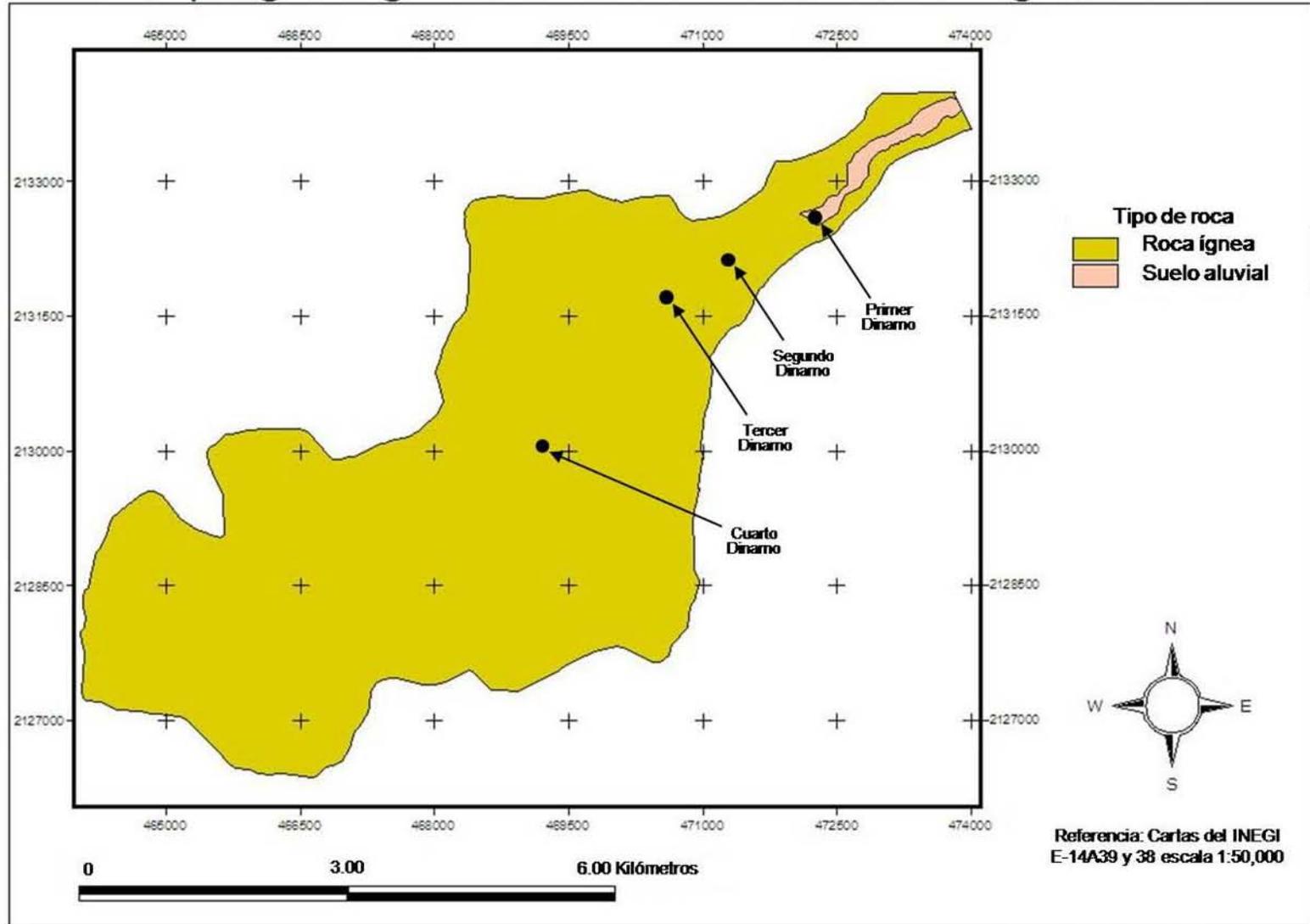


Figura 4. Mapa Geológico de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.



El cauce del río Magdalena se adapta a la estructura derivada de la falla que condiciona su cuenca alta y cuya manifestación más sobresaliente es la Cañada de Contreras que es el resultado de un afallamiento en bloques, quedando laderas abruptas “cortadas” de forma regular, donde el río se encajona en márgenes estrechos (Cervantes y Alfaro, 2000).

Las condiciones climáticas y semiáridas arrasaron las formaciones poco consolidadas y llevaron a la depositación de extensos abanicos aluviales en el lado este de la sierra de las Cruces, cuya constitución se conoce como Formación Tarango. Esta ocupa toda la parte baja de la cuenca a partir de los 2800 m de altitud (Cervantes y Alfaro, 2000). Durante el Cuaternario se intensificó la actividad volcánica formándose la sierra del Chichinautzin (Ontiveros 1980).

SUELOS

Los suelos de la Cuenca del Río Magdalena son principalmente Andosoles, ricos en vidrios volcánicos, generalmente ácidos. Éstos fijan fosfatos y son muy susceptibles a la erosión hídrica y eólica que forman cárcavas y barrancos profundos. Los subtipos encontrados son húmico y ócrico (Álvarez 2000) y en algunos casos mezclas con litosoles y con feozem de los subtipos háplico y lúvico (Figura 5). La textura es de tipo franco, migajón arcilloso y migajón arenoso y la profundidad varía de los 5 a los 50 cm con un pH ácido y contenido de materia orgánica elevado (Jujnosvski, 2003). La presencia de los subtipos de suelos varían en la zona, por ejemplo en la parte baja de la cuenca se encuentran Andosoles húmicos de textura media limosa a franca arenosa localizándose desde la zona urbana hasta el primer Dinamo. En el segundo y tercer Dinamo los suelos son pobres en materia orgánica, ácidos y nutrientes. En el primer y tercer Dinamo se observan también áreas de Andosol húmico combinado con un Litosol de textura media limosa y con una fase lítica a menos de 50 cm (COCODER 1988).

Estos suelos tienen esencialmente una vocación forestal para pináceas y bosque mixto (Cervantes y Alfaro, 2000). Son suelos generalmente jóvenes resultado de manifestaciones volcánicas del Cuaternario, por lo cual carecen de perfiles y características bien definidas (Ávila-Akerberg, 2002).

RELIEVE

Los bosques de la Cuenca del Río Magdalena se desarrollan en un relieve montañoso. La altitud mínima es de 2570 m en el noroeste, en el límite que divide el área ecológica con la urbana. La altitud aumenta en dirección NE a SO, así como hacia ambos lados del río Magdalena. El cerro más alto, con 3850 m es El Muñeco, en el extremo SW de la cuenca dentro del Municipio de Ocoyoacac, Estado de México.

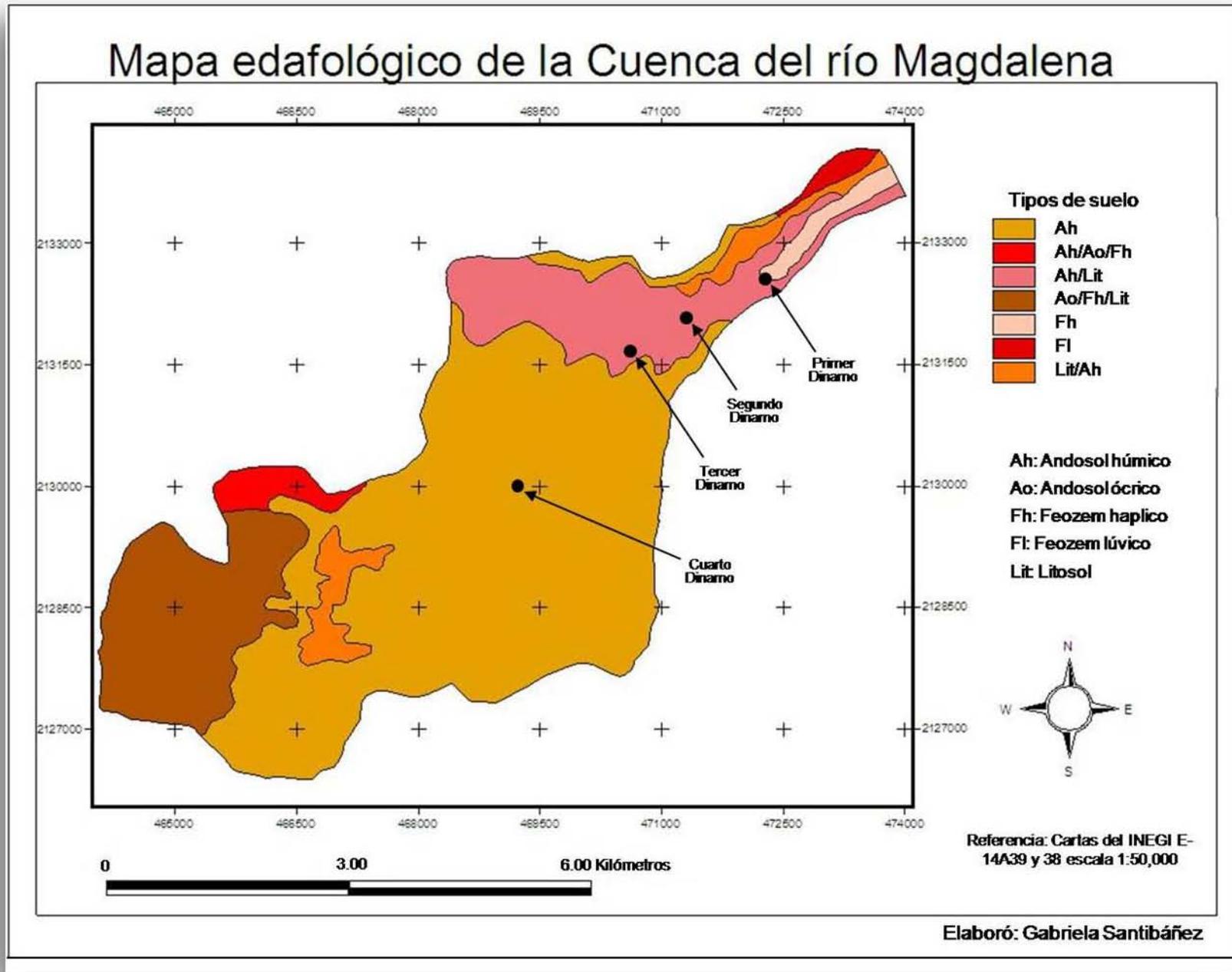


Figura 5. Mapa Edafológico de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.



El lado oeste de la cuenca lo forman los cerros Meyuca, Zacazontetla, Los Cajetes, Las Palomas, Sasacapa, La Coconetla, Piedras Encimadas, Tarumba, Piedra del Agua y Nezehuiloya. En el oriente, se localizan los cerros Aguajito, Las Canoas y Panza. El extremo noroeste de la cuenca constituye la parte más baja con pendientes inclinadas que forman un desnivel de 400 m. Esta parte de la cuenca corresponde al pie de monte de la Sierra de Las Cruces en su ladera oriental de la porción sur. La acción erosiva del recurso hídrico ha tenido un importante efecto sobre el modelado del relieve montañoso (Álvarez, 2000).

TOPOGRAFÍA

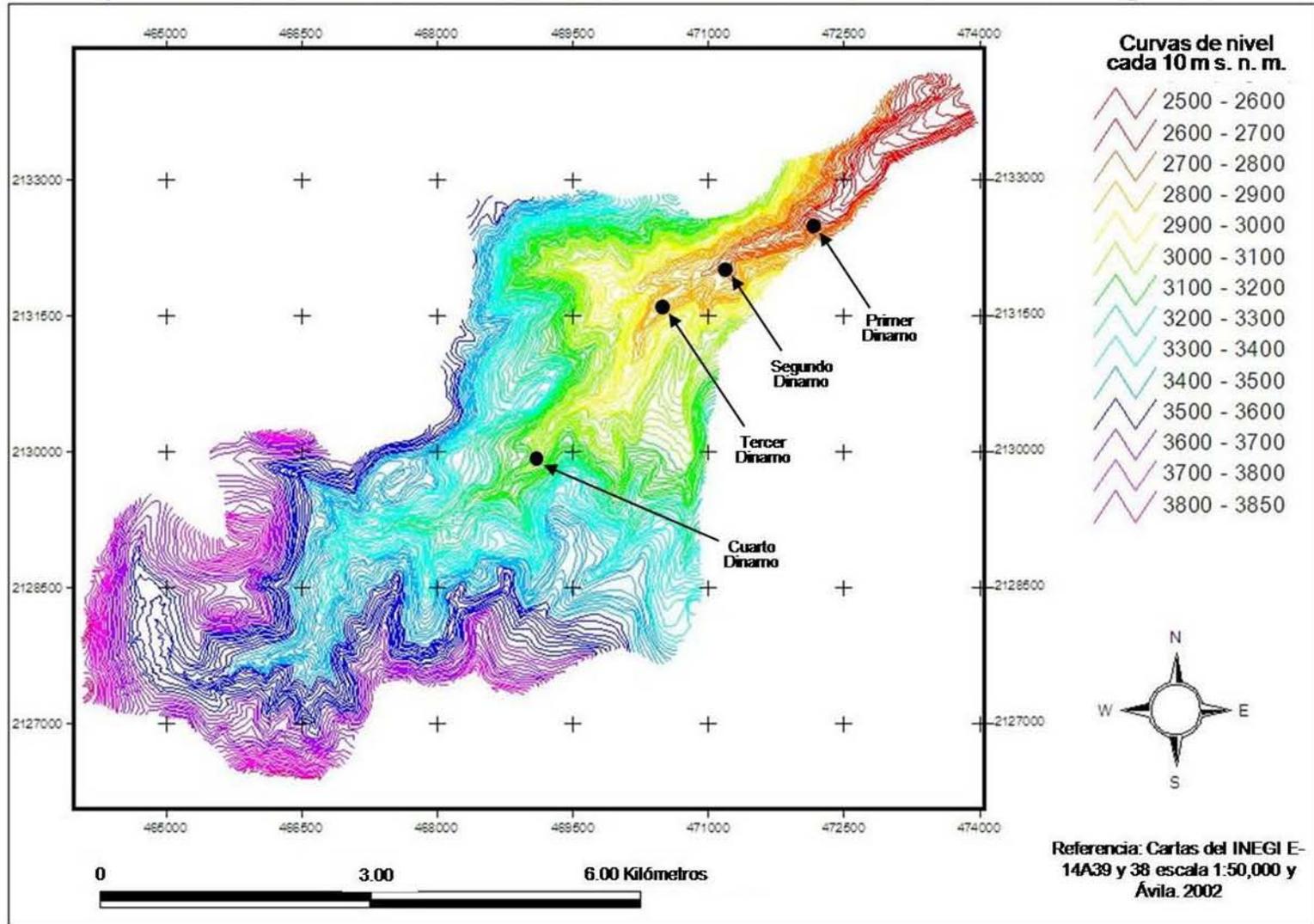
En los mapas generados, se observa una zona de alta complejidad altitudinal, como lo muestra el mapa de las curvas de nivel cada 10 m s. n. m. (Figura. 6). Sin embargo el mapa más ilustrativo y que da una clara idea de las características del relieve es sin duda el modelo digital de elevación (Figura 7).

Por último el mapa de pendientes se complementa con el modelo digital de elevación pues brinda una visión de la ubicación de pendientes pronunciadas y el terreno es más abrupto, además de mostrar las zonas planas y con una ligera pendiente (Fig.ura 8).

VEGETACIÓN Y USO DE SUELO

Se distinguen para la zona principalmente los siguientes usos de suelo: en la parte inicial existen asentamientos humanos y algunas áreas que se destinan para la agricultura de temporal, a medida que aumenta la altitud se localiza el Bosque de *Quercus*, Bosques puros de *Abies religiosa*, *Pinus sp* y *Pinus hartwegii*, además de Bosques mixtos, por ejemplo Bosque de *Abies religiosa* con *Pinus sp*. Bosque de *Abies* con *Pinus hartwegii*; algunos matorrales y pastizales naturales e inducidos (Figura. 9).

Mapa de curvas de nivel de la Cuenca del río Magdalena



Elaboró: Gabriela Santibáñez

Figura 6. Mapa de Curvas de Nivel de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.

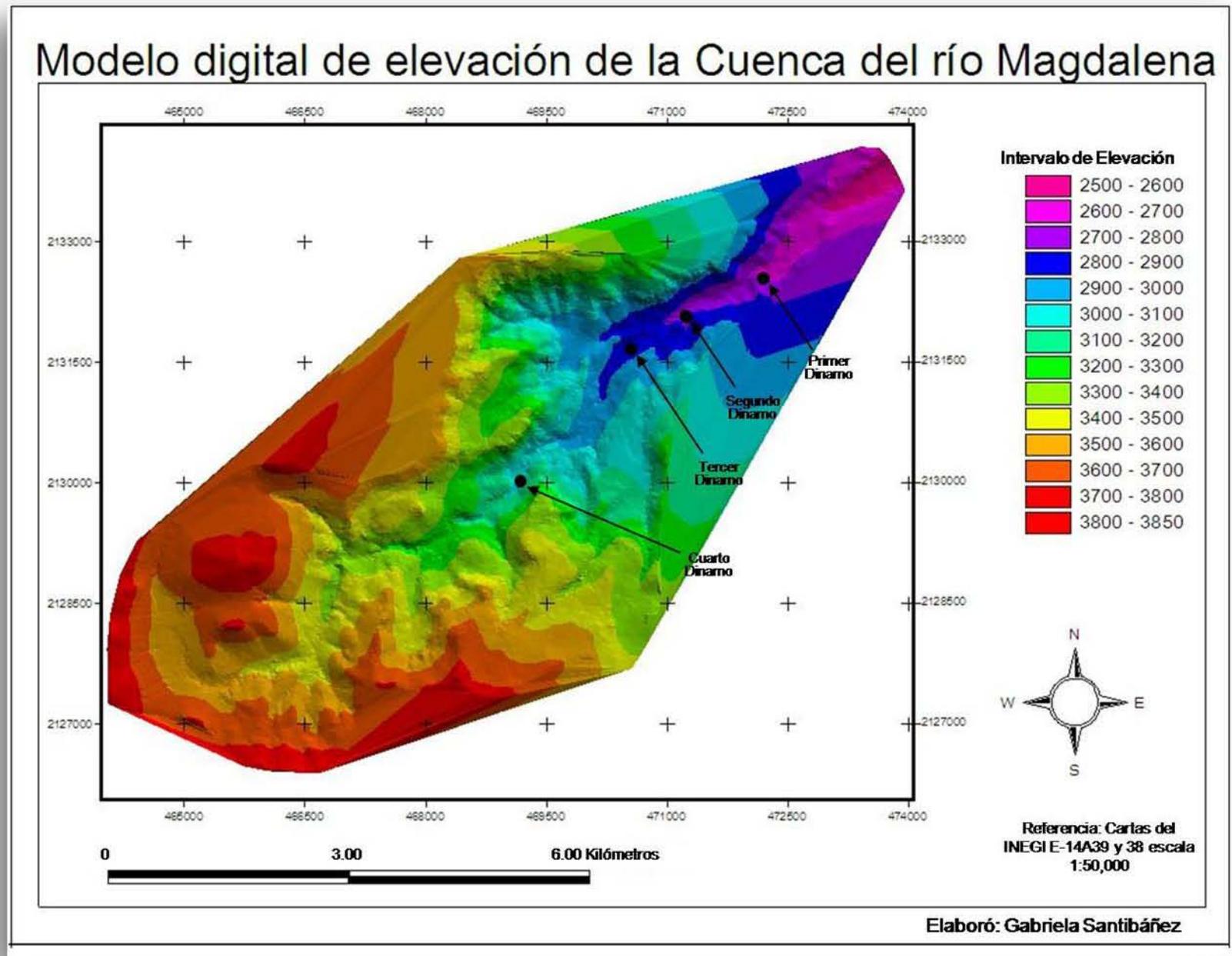


Figura 7. Modelo digital de Elevación de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.

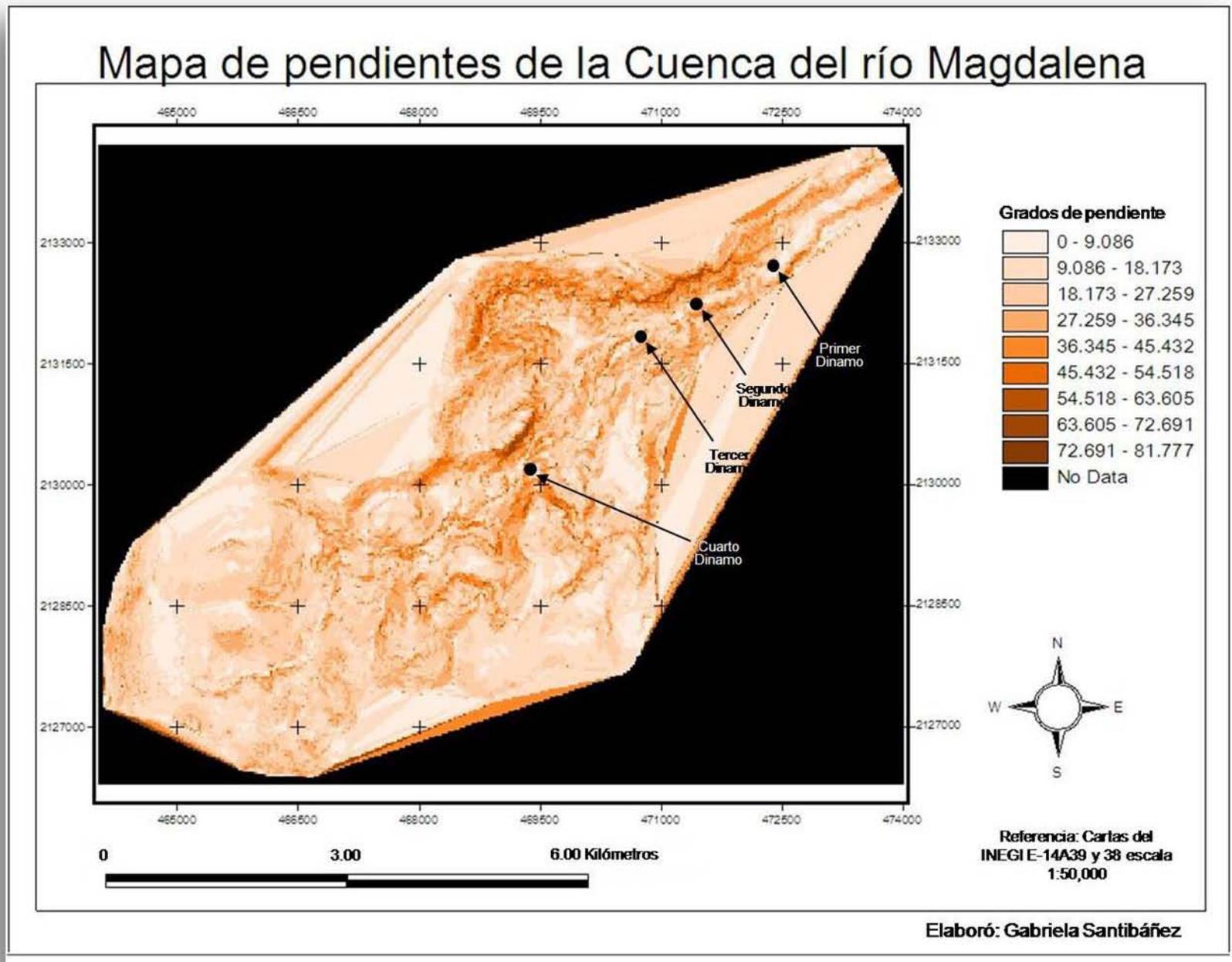


Figura 8. Mapa de Pendientes de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.

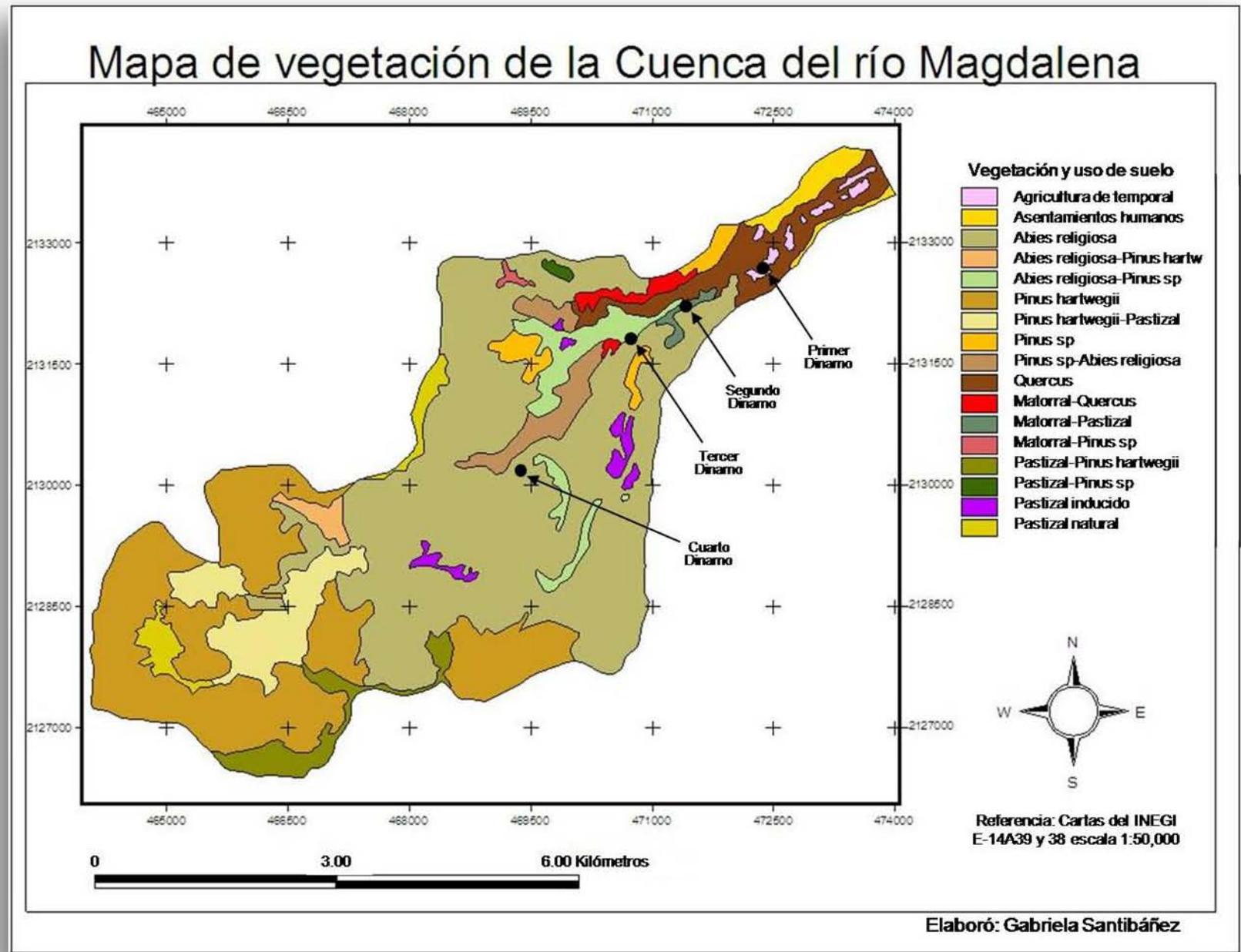


Figura 9. Mapa de Vegetación de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.



DETERMINACIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE

A través de la fotointerpretación del par estereoscópico de las imágenes aéreas de la zona se determinaron, bajo los criterios de orientación de ladera y tipo de vegetación, un total de 11 unidades de paisaje. En la Figura 10 se observa la fotografía real introducida en Arc View Versión 3.2 georreferenciada y con una capa de información que muestra el límite de la zona de protección forestal que pertenece a la Cuenca del Río Magdalena, así como las diferentes unidades de paisaje determinadas. En la Figura 11 se observa el mapa temático elaborado a partir de la fotografía aérea.

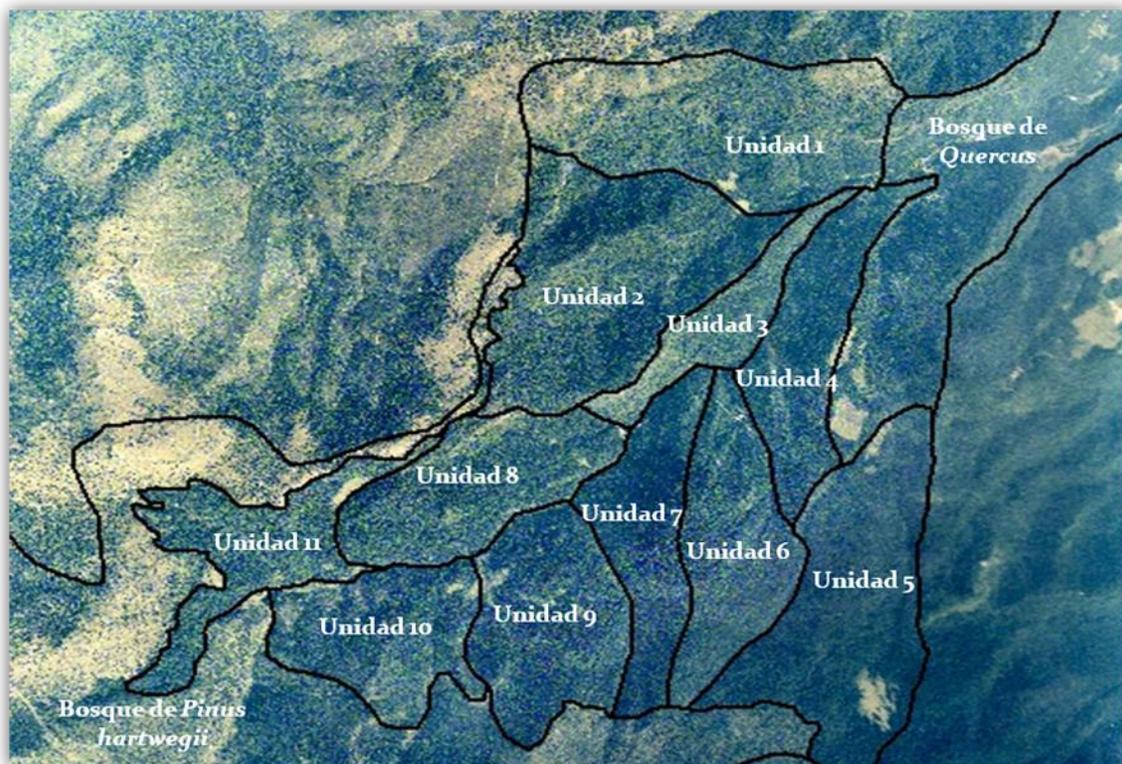


Figura 10. Fotografía aérea escala 1:25000 de la Cuenca del Río Magdalena

DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE A TRAVÉS DE LA FOTOINTERPRETACIÓN

Con base en la fotointerpretación y la verificación en campo, cada unidad presenta diferentes características en relación a la altitud, la pendiente y el tipo de vegetación. Así mismo se realizó una descripción general de las características del estrato arbóreo de acuerdo con su composición, su densidad y el estado de conservación del bosque (*ver* tabla 1).

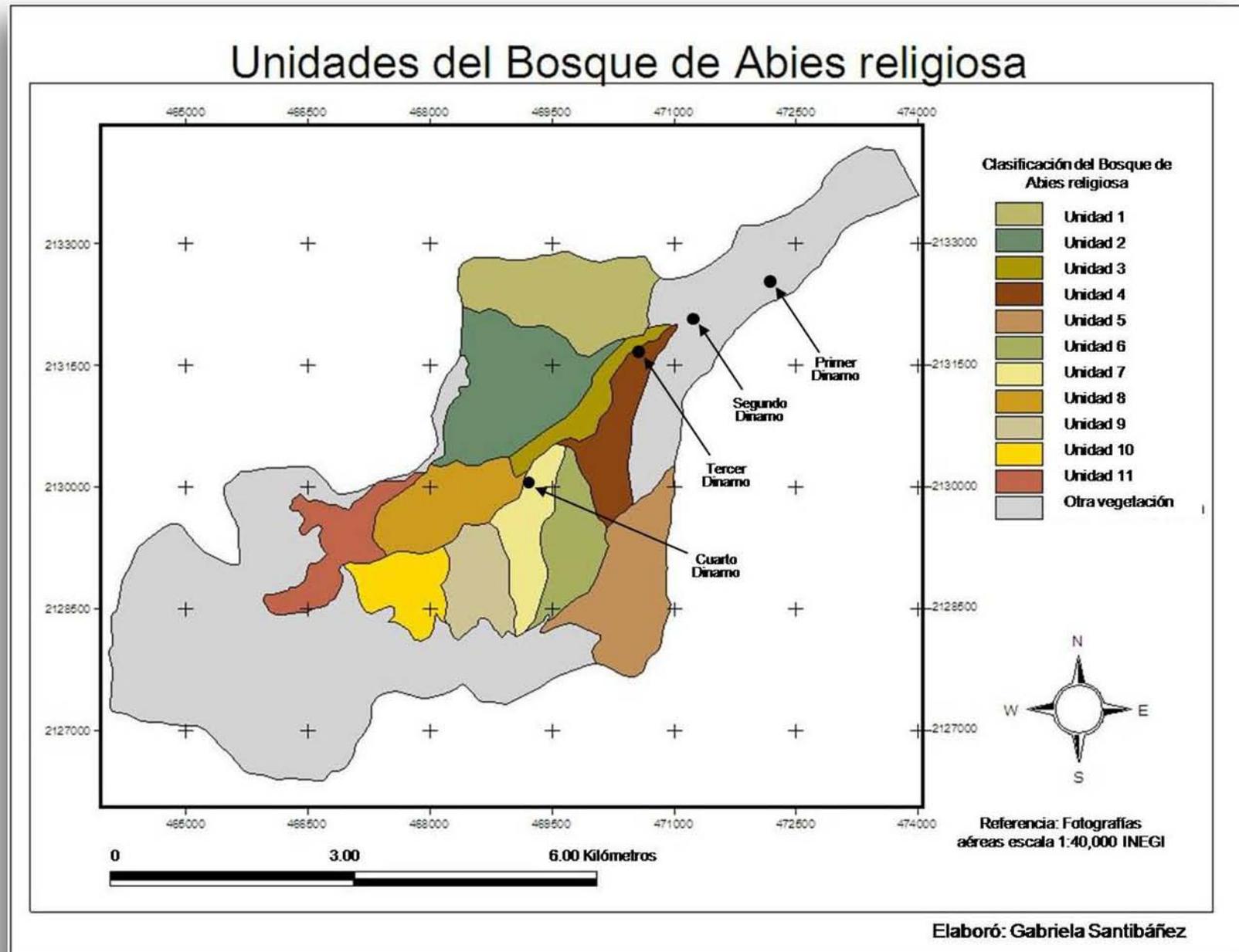


Figura 11. Mapa de Unidades de Vegetación de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.





Tabla 1. Descripción de las unidades de paisaje

UNIDADES	ALTITUD	ORIENTACIÓN Y PENDIENTE	VEG Y USO DE SUELO	NIVEL DE CONSERVACIÓN
UNIDAD 1	2900-3400 m s. n. m.	Ladera orientada al Sur con pendiente pronunciada	Bosque de Abies y Pinus ayacahuite, existe matorral y pastizal	Presenta ligera perturbación y es más abierto conforme aumenta la altitud
UNIDAD 2	2900-3400 m s. n. m.	Ladera orientada al Sur, depresión con pendiente ligeramente pronunciada	Bosque de Abies y remanente de Pinus ayacahuite	Zona conservada, presenta un bosque cerrado
UNIDAD 3	2800-3100 m s. n. m.	Ladera orientada al Sureste, planicie con pendiente ligera	Bosque de Pinus ayacahuite y Abies religiosa	Zonas de pastizal, con signos de perturbación
UNIDAD 4	3000-3100 m s. n. m.	Ladera orientada al Oeste, pendiente pronunciada	Bosque de Abies con algunos elementos de Pinus ayacahuite	Zona con altos signos de perturbación
UNIDAD 5	3100-3400 m s. n. m.	Es una elevación donde la mayor parte está orientada al Oeste	Bosque de Abies puro	Zona con alto grado de conservación
UNIDAD 6	3100-3500 m s. n. m.	Ladera orientada al Este, pendiente ligeramente pronunciada	Bosque de Abies con pocos elementos de Pinus ayacahuite	Bosque relativamente denso con ligeros signos de perturbación
UNIDAD 7	3200-3600 m s. n. m.	Ladera orientada al Oeste con pendiente ligeramente pronunciada	Bosque de Abies puro	Zona con alto grado de conservación
UNIDAD 8	3200-3500 m s. n. m.	Ladera orientada al Sureste, pendiente muy pronunciada	Bosque de Abies puro	Bosque muy abierto y perturbado, con signos de reforestación
UNIDAD 9	3200-3600 m s. n. m.	Ladera orientada al Norte con pendiente moderada	Bosque de Abies y pastizal inducido	Bosque conservado denso
UNIDAD 10	3200-3600 m s. n. m.	Elevación con una cara al Este y otra al Oeste, pendiente pronunciada	Bosque de Abies con algunos elementos de Pinus hartwegii	Bosque conservado abierto, es un bosque maduro
UNIDAD 11	3200-3600 m s. n. m.	Depresión con una cara al Oeste y otra al Este pendiente pronunciada	Bosque de Abies con Pinus hartwegii	Bosque conservado cerrado, más abierto mientras aumenta la altitud



Bosque abierto



Bosque cerrado o denso



DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE EN RELACIÓN A LOS MAPAS TEMÁTICOS

Clima. En relación al tipo de clima, todas las unidades muestran el clima Cb' (w₂) (w) (b') i. templado subhúmedo con lluvias en verano y una temperatura media anual entre 5 y 12 ° C, con oscilación térmica es menor a 5°C, es decir isotermal (García ,1978). Este clima predomina desde el tercer Dinamo y llega hasta las partes más altas de la cuenca, es decir la parte que corresponde al tipo de vegetación de bosque de *Abies religiosa*.

Geología. Respecto a la geología de la zona, de igual forma, todas las unidades de paisaje reúnen roca ígnea extrusiva.

Edafología. El tipo de suelo que prevalece en la parte del Bosque de *Abies religiosa* es Andosol húmico, presente en las unidades 3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9. Por otro lado también existe Andosoles húmicos con litosoles en las unidades 1 y 2 (a menor altitud). Y por último en las unidades 10 y 11 se presenta mayor cantidad de Litosoles con Andosoles húmicos (ubicadas a mayor altitud).

Altitud. La altitud en cada unidad varía respecto a la conformación del terreno. Las unidades 1, 2 y 3 se encuentran a menor altitud, les siguen las unidades 4, 5, 6, 7 que presentan mayor altitud y por último las unidades 8, 9, 10 y 11 que son las zonas más altas para el bosque de *Abies religiosa* llegando a los 3600 m s. n. m. La complejidad del relieve implica que dentro de cada unidad exista una variación enorme en los valores altitudinales, pues las laderas completas abarcan un gradiente altitudinal muy marcado.

Vegetación. En las unidades 1, 2, 3 y 4 la mayor parte está cubierta por bosque de *Abies* puro, pero también hay fragmentos de *Quercus* sp (sólo en la unidad 1) y *Pinus ayacahuite* resultado de las actividades de reforestación realizadas en la parte baja de la Cuenca. A medida que se aumenta la altitud disminuyen los elementos de *Pinus ayacahuite*. En las unidades 5, 6, 7, 8 y 9 se ubican fragmentos de bosque de *Abies* puro y algunos pastizales. Y por último en las unidades 10 y 11 existe bosque de *Abies* con elementos de *Pinus hartwegii*; a medida que aumenta la altitud éstos van dominando.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos brindaron una aproximación general de las características de la zona a una escala mayor, necesaria para realizar un estudio puntual como lo es el objetivo general de este trabajo. La información recabada y generada de la zona a partir de los mapas temáticos conforman el marco teórico para dimensionar los esfuerzos en el diagnóstico de la estructura y composición del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.



En este apartado fue posible examinar y analizar de forma general la complejidad de diferentes variables que determinan en gran medida la vegetación que se establece en la zona, es decir, factores como el tipo de suelo, el tipo de roca, el clima, la altitud, la orientación entre otros.

La delimitación de las 11 unidades de paisaje presentaron características distintas entre sí que reflejan un alto grado de heterogeneidad ambiental de la Cuenca a nivel de escala de paisaje.

Con los resultados obtenidos, se advierte que algunas variables no resultan muy relevantes para el tipo de vegetación de las unidades de paisaje del bosque de *Abies*, por ejemplo el clima a esa escala no varía, excepto en la zona más baja que no será cubierta por el estudio. Sin embargo es posible que el microclima específico, resultado de la orientación de ladera, es muy importante para la estructura del estrato arbóreo. La geología es otro factor que no varía en las diferentes unidades de paisaje, ya que sólo existe la información de que la mayor parte de la Cuenca incluida en la zona de estudio presenta roca ígnea extrusiva. El tipo de suelo sí fue determinante en la distinción de las unidades ya que, las diferencias entre andosoles húmicos y su mezcla con litosoles pueden afectar el tipo de vegetación establecida. Por otro lado también la altitud varía entre las unidades pues se encontraron diferencias de la vegetación establecida en diferentes intervalos de altitud, lo cual sugiere que sería importante examinar la existencia de un gradiente altitudinal que influye en la composición de la vegetación a nivel más puntual.

La utilización de Sistemas de Información Geográfica en esta etapa inicial fue crucial en la descripción de las características de la zona, ya que permite contar con información georreferenciada, y provee la posibilidad de ubicar las coordenadas de los sitios de muestreo y el estado de cada unidad.

Por otro lado el uso de las fotografías aéreas resultó bastante ilustrativo al observar las características del relieve a través del estereoscopio en una vista de tercera dimensión y determinar de una manera práctica el tipo de vegetación (por medio de elementos como: la forma, sombra, el tono o color, textura y localización) (Palma y Sánchez, 2005), su estado de conservación, el grado de accesibilidad de la zona, qué tan pronunciadas son las pendientes y la altitud de los sitios, entre otras cualidades que en los mapas no es posible apreciar.

CONCLUSIONES

Con ayuda de Sistemas de Información Geográfica, se realizaron los mapas temáticos de toda la zona de protección forestal de la Cuenca del Río Magdalena, D. F. y se obtuvo información específica para el área que comprende el bosque de *Abies religiosa*.

El mapa climático muestravsólo dos variantes de climas templados subhúmedos. Entre los 2400 y 2800 m s. n. m. se presenta el clima C (w2) (w) (b) i³, con lluvias en verano, temperatura media anual entre



12 y 18° C. En la parte más alta que comprende el Bosque de *Abies religiosa* (entre los 2800 a los 3500 m s. n. m) se presenta el clima Cb' (w₂) (w) (b') i. Este subtipo sólo difiere del anterior por tener una temperatura media anual entre 5 y 12 ° C.

El mapa geológico muestra que una gran parte de la zona de la Cuenca que comprende el bosque de *Abies religiosa* está conformada por roca ígnea extrusiva, y sólo en la parte inicial de menor altitud corresponde a suelo de tipo aluvial.

El mapa edafológico muestra que en la mayor parte de la Cuenca y dónde se ubica el bosque de *Abies religiosa* existen Andosoles húmicos combinado con Litosoles.

El mapa hipsométrico demuestra que la zona de Bosque de *Abies* comprende un intervalo altitudinal que va de los 2800 a los 3600 m s. n. m.

El mapa de vegetación muestra que para la zona de bosque de *Abies* existe también asociaciones con otras especies arbóreas como es el caso de *Quercus* sp y *Pinus ayacahuite* en las zonas de menor altitud y *Pinus hartwegii* en las zonas más altas.

Mediante fotografías aéreas se determinaron 11 unidades de paisaje con diferentes características en relación a la altitud, orientación, pendiente, vegetación y nivel de conservación.



Capítulo II

Estructura cuantitativa del estrato arbóreo a escala de unidades de paisaje y de parcela del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena, D.F.



INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los ecosistemas terrestres de México sufren una drástica alteración y una reducción en su superficie original (Toledo y Ordoñez, 1993; Challenger, 1998). La degradación ecológica ha afectado a los bosques de coníferas debido a un aprovechamiento irracional o a cambios en el uso de la tierra, presentando fuertes daños en su estructura y afectaciones en su dinámica (Challenger, 1998). Ante esta situación, es necesario fomentar la conservación de estos ecosistemas, en especial donde su permanencia es importante para preservar el equilibrio ecológico.

Las decisiones sobre estrategias de conservación frecuentemente se toman en condiciones de información (biológica) limitada y, además bajo presiones de tiempo. Al generar la información biológica necesaria para este fin, el estudio de la diversidad biológica y los factores que la alteran o mantienen, se convierten en un punto central (Monroy-Vilchis, 2003). Con el fin de organizar y facilitar su estudio, se puede considerar diferentes niveles de ordenación como lo son: a) paisajes o ecosistemas; b) asociaciones o comunidades; c) especies; d) poblaciones y e) genes. Esta clasificación es esencialmente espacial, aunque se debe considerar que los sistemas biológicos son dinámicos tanto en espacio como en tiempo (Soulé, 1991).

La comunidad del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena (CRM) no ha sido anteriormente descrita en términos de su estructura y su composición además de que aún no se tiene conocimiento de los factores que determinan su diversidad biológica a diferentes escalas espaciales. Por ser un sitio expuesto a disturbios naturales y antropogénicos, analizar lo anterior es de vital importancia para implementar acciones de conservación fundamentadas sobre información sólida y consistente.

CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y EL PAPEL DE LA ESCALA ESPACIAL

Las comunidades, como sistemas ecológicos, tienen componentes cualitativamente diferentes cuyas propiedades varían en el espacio y el tiempo (Kolasa y Rollo, 1991). Específicamente, las comunidades vegetales son un conjunto de poblaciones de plantas que coexisten en una zona como resultado de sus intervalos de tolerancias ambientales y de la heterogeneidad del ambiente.

Cabe mencionar que la manifestación concreta de la heterogeneidad en relación a las escalas espaciales, es la condición de mosaico en la mayoría de los ecosistemas. En términos generales y en un mosaico dado, un manchón o parche puede definirse como “una unidad espacial diferente de su entorno ya sea en su apariencia o en sus propiedades” (Wu y Loucks, 1995). Por ejemplo, los manchones de vegetación pueden clasificarse por su tamaño, forma, contenido y complejidad estructural (González-Medrano, 2004).



Sin embargo, un mosaico ambiental sólo se manifiesta si se analiza en la escala espacial y temporal adecuada, ya que lo que se aprecia homogéneo y estático a una escala, se puede tornar muy heterogéneo y cambiante en otra.

La capacidad para detectar estas unidades o manchones depende directamente de la escala, de la misma forma que la respuesta de los organismos en los diferentes parches depende de la escala o tamaño de su ambiente (Allen y Hoekstra, 1991; Wiens, 2000). Por lo tanto, la heterogeneidad es importante para un individuo sólo si ésta se presenta en una escala en la cual el mismo organismo pueda responder (Stewart *et al.*, 2000). Por ejemplo, un bosque es percibido de modo diferente por un árbol o por una plántula. Para algunos organismos será una superficie homogénea, mientras que para otros consistirá en un intrincado conjunto de parches interconectados (Vega y Peters, 2003).

ESTRUCTURA CUANTITATIVA DE LA VEGETACIÓN

Existen dos enfoques para describir la estructura de la vegetación: el enfoque cualitativo, en el cual se estudia la presencia o ausencia de especies y el enfoque cuantitativo que se basa en la abundancia de las especies (Mateucci y Colma, 1982).

La estructura cuantitativa considera el cálculo de las variables que permiten analizar y comparar de manera cuantitativa las muestras (Kershaw, 1973; Mateucci y Colma, 1982). Se puede utilizar variables continuas como el área basal, la cobertura y altura o variables discretas como la densidad y la frecuencia. El área basal representa el espacio que ocupa una sección transversal de un tallo o tronco en un solo plano, mientras que la cobertura es la superficie que ocupa la proyección vertical de las partes aéreas de los árboles y la altura, la distancia de la base del tronco a la punta del árbol. La densidad es definida como el número de individuos presentes en un área. La frecuencia es la probabilidad de encontrar una especie determinada dentro de una unidad de muestreo (Daubenmire, 1968; Flores, 1998).

La estructura vertical de la vegetación está definida por la distribución de los individuos de acuerdo a su altura y la estructura horizontal se define conforme a los patrones de distribución de las poblaciones. Cabe mencionar que cuando se habla de “patrones” en estadística se denota como la forma en que se reparten en las clases posibles los valores de una determinada variable (Kent y Coker, 1992; González-Medrano, 2004).

Patrones espaciales de distribución. Los individuos de una especie en una comunidad pueden estar ubicados al azar, o en intervalos regulares o agregados formando manchones. En el primer caso, su patrón es aleatorio; en el segundo es regular y en el tercero, agregado, dependiendo del ajuste a una distribución de Poisson y el tamaño de muestra.

El ajuste a una distribución de Poisson supone que todos los sitios (hábitats) tienen propiedades idénticas pues todos tienen la misma probabilidad de ser ocupados por un individuo de la especie en



cuestión. En algunos estudios detallados de comunidades es importante reconocer el tipo de patrón y sus características para detectar niveles de heterogeneidad, lo cual permite formular algunas hipótesis de las causas del patrón (Mateucci y Colma, 1982).

En las comunidades es común encontrar el patrón de distribución agregado y las causas pueden ser diversas, como el método de dispersión de las especies o la variación en las condiciones ambientales de los sitios.

VARIABLES ESTRUCTURALES SINTÉTICAS

Las variables estructurales sintéticas se obtienen a partir de la generalización de la dominancia de las especies como son los índices determinados por los valores de importancia relativa, los cuales brindan una aproximación acerca de los elementos en las muestras que son los más importantes en términos de la organización o estructura de la comunidad (Mateucci y Colma, 1982; Flores, 1998). El cálculo de estos valores permite estimar cual es la aportación de una especie en particular a la estructura de la comunidad (Escutia, 2004).

El valor de importancia es un estimador clave para comprender los mecanismos o causas que subyacen a la estructura de una comunidad vegetal. Este valor contribuye a brindar un panorama previo en el análisis de la diversidad biológica ya que, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, permite contar con parámetros que son útiles en la toma de decisiones o acciones encaminadas a la conservación o monitoreo de las especies de las comunidades vegetales afectadas por perturbaciones en el ambiente (Escutia, 2004).

LA DIVERSIDAD COMO MEDIDA DE LA HETEROGENEIDAD

En sentido estricto, la diversidad es un concepto derivado de la teoría de sistemas, siendo simplemente la medida de heterogeneidad de un sistema y para el caso de los sistemas biológicos, se refiere a la cantidad y proporción de los diferentes elementos biológicos contenidos en ellos. La diversidad α es una función de la cantidad de especies presentes en un mismo hábitat, mientras que la diversidad β es la medida del grado de partición del ambiente en parches o mosaicos biológicos, es decir, mide la contigüidad de hábitats en el espacio (Halfpter y Ezcurra, 1992).

A diferencia de la diversidad α que puede ser medida fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad β es de una dimensión distinta porque está basada en proporciones o diferencias. Estas proporciones pueden evaluarse con base a índices, coeficientes de similitud, disimilitud o de distancia entre muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de las especies) o datos cuantitativos (cobertura o abundancia). Estos índices también pueden obtenerse a través de métodos de clasificación u ordenación de las comunidades (Moreno, 2001).



OBJETIVOS

El objetivo principal de este capítulo es determinar la estructura cuantitativa del estrato arbóreo de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* y los objetivos particulares son: a) describir la estructura de la vegetación arbórea en relación a dos escalas espaciales: de unidad de paisaje y de parcela; b) estimar la importancia estructural de las especies arbóreas a partir del cálculo del valor de importancia por unidad de paisaje, y c) Comparar las unidades de paisaje y las parcelas en relación a su diversidad y su estructura.

MÉTODO

SELECCIÓN DE SITIOS DE MUESTREO

Dentro del bosque de *Abies* en la Cuenca del Río Magdalena se establecieron de 2 a 5 parcelas por unidad de paisaje de 25 x 25 m, (625 m²) (Figura 12), este tamaño de área ha sido utilizado en estudios anteriores en bosques templados para especies arbóreas (Ávila-Akerberg, 2002). Cabe mencionar que la unidad 5 no fue muestreada debido al difícil acceso a ella. La selección de sitios fue generalmente aleatoria, sin embargo se trató de que fuera representativa de toda la unidad, distribuyendo espaciadamente los sitios de muestreo.

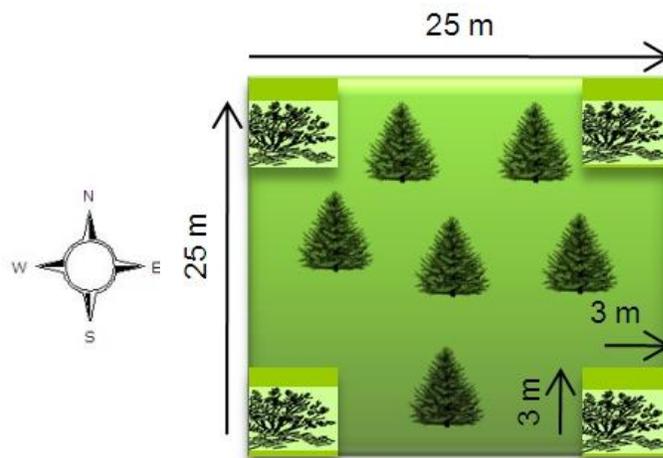


Figura 12. Tamaño de parcela de muestreo y subcuadros

TRABAJO DE CAMPO

Durante julio del 2007 a agosto 2008 se muestrearon 35 parcelas dentro de las 11 unidades de paisaje (Figura 13) que abarcan una superficie de 2.18 ha, donde se han registrado parámetros vegetacionales para describir la estructura del estrato arbóreo, representando un gradiente altitudinal de 2400 a 3600 m s. n. m. (ver Anexo 1).

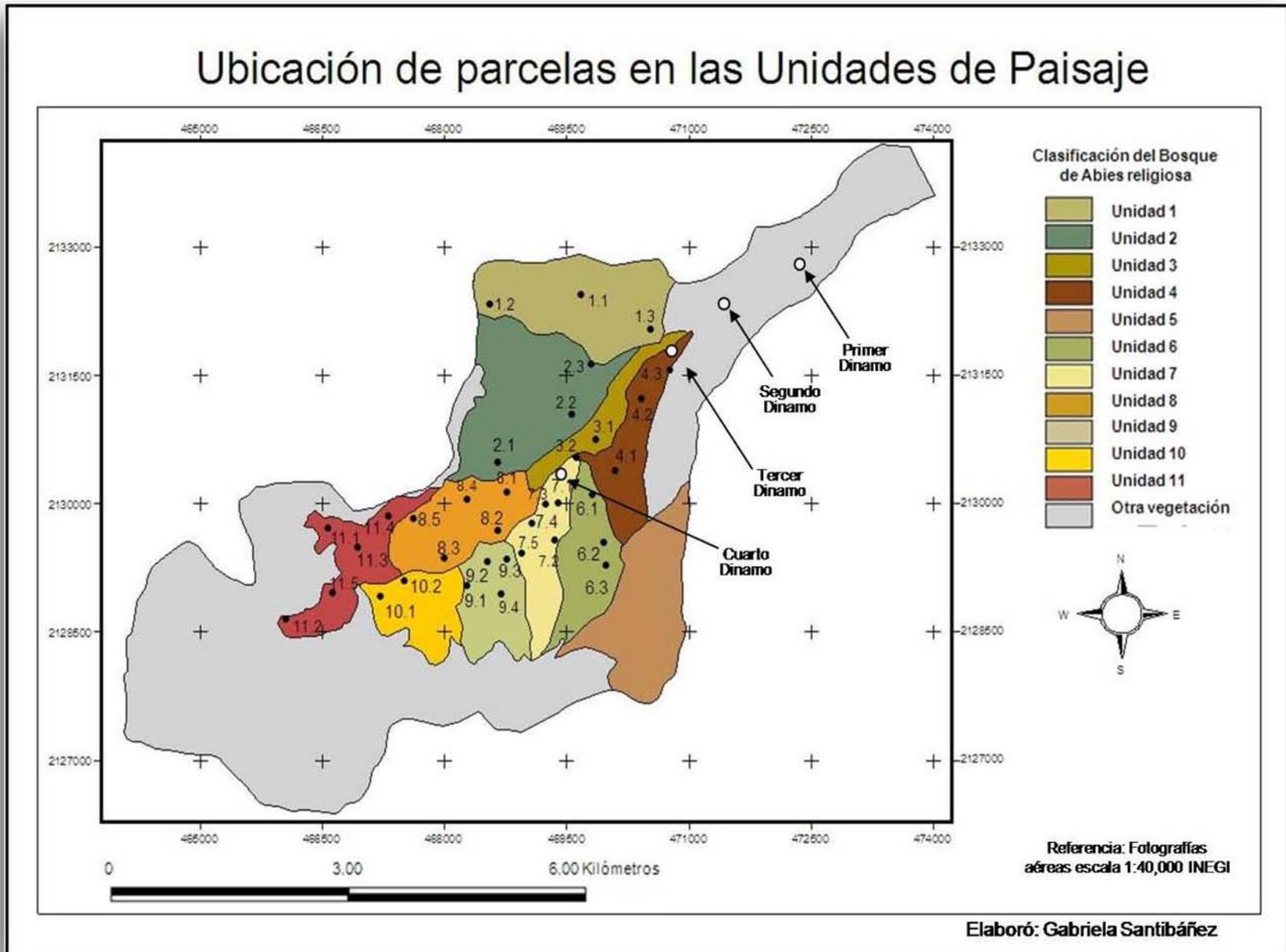


Figura 13. Mapa de Unidades de Paisaje y ubicación de parcelas de la Cuenca del Río Magdalena, Escala 1:25 000.



PARÁMETROS REGISTRADOS

Los parámetros que se registraron fueron:

- ✿ **Ubicación dentro de las parcelas.** La ubicación de los árboles se registró en el cuadro de 25 x 25 m de acuerdo a un sistema de coordenadas (ejes x y y) tomando como punto 0,0 a la esquina noroeste.
- ✿ **Diámetros de las partes aéreas.** Se registraron los diámetros 1 y 2 de la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos arbóreos con ayuda de un flexómetro para calcular posteriormente la cobertura.
- ✿ **Altura.** Se utilizó un flexómetro para los individuos menores de cinco metros, para los de mayor altura se utilizó un clisímetro.
- ✿ **Perímetro a la altura del pecho (*dap*) y diámetro a la altura de la base (*dab*).** De los individuos jóvenes y adultos se registró el diámetro a la altura del pecho a partir de 1.30 m de altura desde la parte basal del tronco con una cinta métrica. Por otro lado para las plántulas e individuos jóvenes menores a los 1.30 m de altura se registró el diámetro basal a la altura del suelo con ayuda de un vernier digital.
- ✿ **Frecuencia de individuos.** Se registró el número de individuos arbóreos por parcelas y su especie; los ejemplares se identificaron con ayuda del herbario de la Facultad de Ciencias, UNAM.
- ✿ **Presencia de regeneración o reforestación.** En cada parcela se contabilizó el número de plántulas de *Abies religiosa* que correspondían a regeneración natural o a reforestación. Por lo general los individuos utilizados para la reforestación se encuentran la mayoría de tamaño o altura similar y su crecimiento en el ramaje es más uniforme, sin embargo los individuos establecidos por regeneración natural son de diferentes alturas y tamaños, además de que su crecimiento es más desigual en su ramaje.
- ✿ **Frecuencia de plántulas o germinados.** Se registró el dato del número de plántulas o germinados de *Abies religiosa* dentro de 4 cuadros de 3 x 3 m en cada parcela.

ANÁLISIS DE DATOS

Con los datos obtenidos se calcularon las siguientes variables sintéticas:

Cobertura. Es definida como la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos, ésta variable se usa con mucha frecuencia como medida de la abundancia de los atributos de la comunidad (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Se calculó utilizando la siguiente fórmula:

$$C = \frac{(D1 + D2)^2 \pi}{4}$$

Donde C = cobertura, $D1$ = diámetro 1, $D2$ = Diámetro 2 y $\pi = 3.1415$.



- **Altura.** Se determinó la frecuencia de los individuos arbóreos en siete categorías gruesas de altura, (0-5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-20 m, 20-25 m, 25-30 m y 30-35 m).
- **Área basal.** Es definida como la superficie de una sección transversal del tallo o tronco del individuo a determinada altura del suelo, se expresa en metros de material vegetal por unidad de superficie de terreno. La estimación del área basal puede realizarse a partir de la medición del diámetro o del perímetro y se utiliza la fórmula del área de un círculo para calcularla. A partir de esta variable se calculó la dominancia relativa o área basal relativa (*ABR*) que es el área basal ocupada por cada especie dividida entre el área total de todas las especies en un área dada (en este caso 625 m²) (Matteucci y Colma, 1982).

$$\text{Diámetro} = \frac{\text{Perímetro}}{\pi}$$

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

$$ABR = \frac{\text{Área basal de una especie}}{\sum \text{del área basal de todas las especies}} \times 100$$

- **Densidad.** Número de individuos de una especie presentes en un área determinada; la densidad absoluta se promedió por cada 625 m² para comparar con parcelas de otras unidades de paisaje. Se calculó la densidad relativa (*DR*), que representa el porcentaje de una especie en relación con la densidad total de individuos muestreados.

$$DR = \frac{\text{Número de individuos de una especie} \times \text{parcela}}{\text{Número total de individuos en todas las parcelas}} \times 100$$

- **Frecuencia.** La frecuencia es la probabilidad de encontrar uno o más individuos en una unidad muestral particular. Se expresa como el porcentaje del número de unidades muestrales en las que el atributo aparece en relación con el número total de unidades muestrales. La frecuencia relativa (*FR*) se calculó con la siguiente fórmula:

$$FR = \frac{\text{Frecuencia de la especie}}{\text{Total de las frecuencias}} \times 100$$

- **Índice o Valor de importancia.** Generalmente en anteriores estudios se ha utilizado la suma de la frecuencia relativa, la densidad relativa y la cobertura relativa de cada especie para conocer su importancia dentro de la comunidad. Éste índice es útil para realizar métodos de ordenación y clasificación que posteriormente en este trabajo se llevaron a cabo.

$$\text{Valor de importancia} = \text{Frecuencia relativa} + \text{Densidad relativa} + \text{Cobertura}$$



ESTRUCTURA CUANTITATIVA

Con el número de individuos se determinó la abundancia relativa de las especies arbóreas encontradas en las unidades de paisaje. Se realizaron gráficas de densidad, cobertura y área basal totales en cada unidad de paisaje, cabe mencionar que el área de muestreo de cada unidad varía en función del número de parcelas; por lo tanto esta información no es equiparable entre unidades y sólo es una aproximación general de la variación de los resultados obtenidos. Sin embargo se construyeron las gráficas de densidad, cobertura y área basal por parcela, información que sí es comparable al utilizar una misma unidad de área de 625 m².

Posteriormente se elaboró una tabla con los datos promedios de densidad, cobertura y área basal estimados para 625 m² y se realizó la extrapolación a una hectárea (ha⁻¹).

Por otro lado, se elaboraron modelos de regresiones lineales para conocer la relación que existe entre las diferentes variables estructurales en ambas escalas, utilizando el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft INC., 1998).

Estructura horizontal. Para evaluar la distribución de las variables estructurales en las unidades, se obtuvieron histogramas de frecuencias de la densidad, la cobertura y el área basal en ambas escalas, donde la bondad del ajuste para cada variable se evaluó con la prueba de Kolmogorov-Smirnov utilizando el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft INC., 1998).

Estructura vertical. Se elaboró un histograma de frecuencias de clases de altura sólo para *Abies religiosa*. Para las siete categorías de alturas se determinó el valor intermedio para realizar la asignación en los intervalos de clase la bondad del ajuste para cada variable también se evaluó con la prueba de Kolmogorov-Smirnov utilizando el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft INC., 1998).

Estructura de tamaños de Abies religiosa en ambas escalas. Debido a la carencia de información más detallada y precisa de la edad de los individuos (estudios dasométricos), en un sentido práctico se consideró tres categorías de tamaños con base en su altura: plántulas o regeneración (individuos menores a 1.30 m de altura), jóvenes (individuos entre 1.30 m y 10 m de altura) y adultos (individuos entre los 10 y 35 m de altura).

Distribución espacial de Abies religiosa. La organización espacial de los individuos de una misma especie en el plano horizontal se examinó través de los patrones de distribución de los individuos en las parcelas de las unidades. El método con área que se utilizó para analizar si los datos de densidad por cuadro (25 m²) de la especie se ajustaban o no a la distribución aleatoria de Poisson, descrita por la siguiente fórmula:

$$P(x) = \frac{M^x e^{-M}}{x!}$$



Donde $P(x)$ = probabilidad de x apariciones en una unidad de muestra, y M = número de individuos por unidad de muestra (en este caso, la densidad promedio en el total de parcelas).

Después se calculó el cociente varianza/media (s^2/x) de la densidad por parcela si su distribución resultaba no aleatoria, es decir que no se ajustaron a la distribución de Poisson. De acuerdo a lo anterior, si $s^2/x < 1$ la distribución es uniforme, y si $s^2/x > 1$ la distribución es agregada (Zar, 1999).

COMPARACIÓN ENTRE UNIDADES DE PAISAJE Y PARCELAS EN RELACIÓN A SU ESTRUCTURA CUANTITATIVA

✿ **Diversidad α .** La diversidad puede ser estimada con el número de especies, la abundancia relativa de las mismas o con índices que combinen los dos componentes (Magurran, 1988).

Se utilizaron varios métodos tanto de dominancia como de equidad para describir la diversidad y las diferencias entre las unidades de paisaje.

La riqueza específica (S) se utilizó para describir el número total de especies presentes en las unidades de paisaje muestreadas y posteriormente para evaluar las diferencias entre las unidades de muestreo.

Para evaluar los dos componentes de la diversidad, la riqueza y abundancia relativa de especies en cada unidad y en toda la comunidad de *Abies religiosa*, se calcularon los siguientes índices basados en la abundancia de individuos:

Índice de Shannon-Wiener (H'):

$$H' = - \sum (p_i)(\ln p_i)$$

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum_{i=1}^n [n_i(n_i - 1)/N(N - 1)]$$

donde N es el número de individuos de todas las especies, n_i es el número de individuos de la especie i , y p_i es la proporción de individuos de la especie i , y $\ln p_i$ es el logaritmo natural de dicha proporción (Magurran, 1988; Mostacedo y Fredericksen, 2000).

La equitatividad (E) correspondiente al Índice de Shannon fue calculada con la fórmula:

$$E = H' / \ln S$$

El índice α de Fisher se calculó considerando la relación existente entre el número de individuos (N) y la riqueza (S), expresada en la fórmula:



Índice de Fisher (α):

$$\frac{N}{S} = (e^{S/\alpha} - 1)/(S/\alpha)$$

- Diversidad β .** La similitud de las especies arbóreas entre pares de unidades y asociaciones entre unidades se calculó el coeficiente de *Sørensen* (C_S) y *Jaccard* (C_J) (Southwood, 1978) por medio de las fórmulas:

$$\text{Sørensen} \quad C_S = \frac{2j}{(a+b)}$$

$$\text{Jaccard} \quad C_J = \frac{j}{(a+b-j)}$$

donde: j = número de especies en común entre sitios; a = número de especies en el sitio A; y b = número de especies en el sitio B. Estos índices se expresaron de manera porcentual. Los cuales se calcularon por medio del programa EstimateS Versión 8.00 (Colwell, 2006).

- Métodos multivariados.** Para conocer las relaciones que existen entre las comunidades de las especies arbóreas de las diferentes unidades de paisaje y parcelas, se utilizaron métodos de clasificación de estadística multivariada.

Clasificación. El objetivo principal del análisis de clasificación es el de agrupar entidades de acuerdo a las relaciones que existen entre ellas. En las clasificaciones jerárquicas el dendrograma obtenido muestra que las entidades similares se encuentran en un mismo grupo indicando relaciones entre ellas (Zavala, 1986; Becker *et al.*, 1998). Existen dos métodos jerárquicos, los aglomerativos y los divisivos. El Método divisivo utilizado fue el Análisis de Especies Indicadoras de Dos Vías (TWINSPAN) ya que éste análisis clasifica al mismo tiempo las muestras (unidades de paisaje o parcelas) y los atributos (especies). Para realizarlo se utilizó el programa PC-ORD 5.10 (McCune y Mefford, 2006) con los datos de cobertura y dominancia de los atributos utilizando como método de distancia el índice de Sorensen (Bray Curtis) y el centroide (Hill, 1979). La clasificación de las parcelas se efectuó para conocer si éstas se agrupaban respecto a las diferentes unidades de paisaje.



RESULTADOS

ESTRUCTURA CUANTITATIVA

Síntesis estructural por unidad de paisaje y parcela

Se registró un total de 1757 individuos de especies arbóreas considerando desde plántulas hasta adultos. La densidad de individuos por unidad de paisaje registrada muestra que las unidades 1, 2, 3, 4 y 6 poseen el menor número de individuos en comparación con las unidades 7, 8, 9, 10 y 11. Siendo la unidad 3 la que presenta el valor mínimo y la unidad 11 la que presenta el valor máximo (Figura 14).



Figura 14. Densidad total de cada una de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.



Figura 15. Densidad total de cada una de las parcelas del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.



Cabe mencionar que debido a las diferencias del número de parcelas por unidad, el área muestreada es distinta para cada unidad. La información que sí es comparable es a nivel de parcela (625 m^2).

Se encontraron diferencias en la densidad registrada para cada parcela (Figura 15). Las parcelas de las unidades con menor altitud (unidades 1, 2, 3, 4, 6 y 7) presentaron valores de densidad muy bajos a excepción de la parcela 2.1, 4.3 y 7.1. Mientras que las parcelas de las unidades con mayor altitud (8, 9, 10 y 11) presentan valores máximos de densidad de individuos, siendo las parcelas 9.2, 10.1 y 11.1 las que registran valores por arriba de 100 individuos en 625 m^2 .

En relación a la cobertura, la unidad 3 es la que posee individuos con valores mínimos, además de las unidades 1, 2, 4 y 6, siendo las unidades 7, 8 y 11 las que presentan los valores máximos, sin embargo la unidad 9 y 10 a pesar de tener mayor densidad, en relación a la cobertura su valor es bajo (Figura 16).



Figura 16. Cobertura total de cada una de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.

En lo que respecta a la cobertura por parcela, existe una gran variación entre los valores registrados (Fig. 17). Además realizando una comparación de los datos de densidad y de cobertura observados, no existe mucha correlación para las parcelas de las primeras unidades. Es decir no precisamente las parcelas que reúnen un menor número de individuos presentan menor cobertura. Por ejemplo la parcela 1.1 y la parcela 6.1 registran el mismo valor de cobertura; sin embargo, la parcela 6.1 registra un mayor número de individuos. Estos resultados indican que posiblemente sea la estructura de tamaños la que determine mejor la cobertura de las parcelas que el mismo número de individuos.

Por otro lado, las parcelas que presentan una menor cobertura son la 1.3, 3.1, 4.1 y 7.2, mientras que las parcelas que registran una mayor cobertura son la 7.1, 8.2 y 8.3.



Figura 17. Cobertura total registrada para cada una de las parcelas del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.

Con base en el área basal registrada para cada unidad, se aprecia en la figura 18 que la unidad 4 presenta el valor mínimo en relación a las demás unidades, siendo las unidades 7, 8, 9 y 11 las que poseen valores más altos de área basal.



Figura 18. Área basal total registrada para cada una de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.

Respecto al área basal se encontró también una alta variación en los valores obtenidos por parcela (Figura 19). De igual forma al comparar con la figura 17 de los valores de cobertura con la figura 19 de valores de área basal, no existe una relación muy estrecha. Esto debido también a la diferente estructura de tamaños de cada parcela. Se observa que las parcelas que registran menor área basal son 4.1, 4.3 y 6.3. mientras que las parcelas con mayor área basal son 8.5, 9.3, 11.1, 11.2, 11.3 y 11.4.



Figura 19. Área basal total registrada para cada una de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.

En la tabla 2 se muestra el número de individuos promedio por parcela (625 m^2) de cada unidad de paisaje, la cobertura y la altura promedio de los individuos con d.a.p. \geq a 20 cm, además de los valores extrapolados para una hectárea.

Tabla 2. Estructura de la vegetación de las unidades de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.

UNIDAD DE PAISAJE	DENSIDAD (Ind 625 m^2)	COBERTURA (m^2 625 m^2)	ÁREA BASAL (m^2 625 m^2)	DENSIDAD (Ind por ha-1)	COBERTURA (m^2 ha-1)	ÁREA BASAL (m^2 ha-1)	PROMEDIO DE ALTURA (dap \geq a 20 cm)
1	10	216.90	17.05	160	3471.5	272.95	20.74
2	27	468.70	17.28	437	7499.4	276.58	21.85
3	11	282.80	17.62	184	4524.9	274.83	16.59
4	48	448.30	6.46	768	7175.2	103.42	11.31
6	16	457.80	15.79	256	7325.4	252.79	17.90
7	34	597.00	15.96	256	9552.1	255.46	12.93
8	56	731.40	22.59	902	11702.8	361.46	16.23
9	57	490.90	20.21	924	7855.9	323.40	17.33
10	126	514.60	17.65	2016	8233.6	282.52	14.79
11	74	726.70	32.58	1187	11627.5	521.43	15.62
PROMEDIO	45.9	493.5	18.32	709.00	7896.8	292.48	16.53
DESV. EST.	35.5	165.7	6.5	585.5	2650.3	104.3	3.2

Las barras representan el porcentaje respecto al valor máximo.

La densidad promedio ($\pm 1 \text{ D. E.}$) fue de 45.9 ± 35.5 individuos por 625 m^2 . El promedio de la extrapolación para una ha fue de 709.0 ± 585.5 individuos. La densidad de individuos es distinta entre las unidades de paisaje determinadas para la zona. La unidad 1 registró el menor número de individuos por



parcela, siendo la unidad 10 la que presentó el mayor número. Cabe mencionar que las primeras unidades se encuentran a una menor altitud, más cercanas al río y por lo tanto cuentan con una mayor influencia antropogénica. Esta zona posee menor densidad de individuos que las unidades siguientes que se encuentran a una mayor altitud y menor acceso.

La cobertura promedio por cada 625 m² fue de 493.6 ± 165.7 m². El promedio de la extrapolación para una ha fue de 7896.8 ± 2650.3 m². En relación a la cobertura las unidades 1 y 3 presentan una menor cobertura a diferencia de las unidades 8 y 11 que registran valores altos en cobertura.

El área basal promedio por cada 625 m² fue de 18.32 ± 6.5 m². El promedio de la extrapolación para una ha fue de 292.48 ± 104.3 m². El valor de área basal menor registrado fue en la unidad 4 y por lo general las siguientes unidades presentan valores similares excepto la unidad 11 que registra el valor más alto.

La altura promedio de los individuos con d.a.p. ≥ a 20 cm por cada 25 m² fue de 16.56 ± 3.2 m. Las unidades 4 y 7 registran el valor más bajo de altura promedio de sus individuos siendo las unidades 1 y 2 las que poseen valores más altos.

En el *Anexo 3* se muestra la tabla con los valores de las variables estructurales y la extrapolación a una ha⁻¹ para los datos a nivel de parcela, los cuáles no difieren de los calculados a nivel de unidad de paisaje.

Relación entre las variables estructurales. No existe una relación significativa entre las variables estructurales en ambas escalas (*ver anexo 2 y 3*).

Estructura horizontal. Los datos registrados de densidad y la altura promedio de los individuos con d. a. p. ≥ 20 cm, tuvieron una distribución normal, sólo los datos de cobertura y el área basal presentaron diferencias con respecto a la distribución normal (*ver Anexo 2*).

Estructura vertical. La distribución de frecuencias de la altura total para *Abies religiosa* presentó también una distribución normal (*ver Anexo 2*).

Estructura de tamaños de Abies religiosa en las unidades de paisaje. Se encontró que la estructura de tamaños de la especie *Abies religiosa* es heterogénea en cada unidad.

Como se muestra en la figura 20 en las unidades 2, 4, 9 y 10 más del 50% de los individuos pertenecen a la categoría de plántulas o regeneración. Las unidades 1 y 3 presentan menos del 10% y la unidad 6 no tiene ningún individuo de regeneración. En las unidades 1, 4, 6, 7, 8 y 11 más del 30% de los individuos pertenecen a la categoría de jóvenes. Las unidades 9 y 10 presentan menos del 20% y las unidades 2 y 3 no tienen individuos de esta categoría. Por otro lado las unidades 1, 2, 3 y 6 presentan más del 50% de los individuos que pertenecen a la categoría de adultos. Las unidades 4, 7, 8, 9, 10 y 11 presentan menos del 40% de individuos que pertenecen a esta categoría.



Figura 20. Estructura arbórea en base a las categorías de tamaños de *Abies religiosa* en las unidades de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.

Estructura de tamaños de Abies religiosa en las parcelas. Se encontró que la estructura de tamaños de la especie *Abies religiosa* es más heterogénea a nivel de parcelas (Fig. 21).



Figura 21. Estructura arbórea en base a las categorías de tamaños de *Abies religiosa* en las unidades de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.

En esta figura es posible apreciar que dentro de las unidades existe una estructura de tamaños desigual entre parcelas, esto indica que a una escala mayor, lo que puede ser homogéneo a una escala más fina es heterogéneo.

Distribución espacial de Abies religiosa. En general los datos de densidad por parcela analizados a través de la fórmula de distribución de Poisson indican que no existe un ajuste a esta distribución, por lo tanto se calculó el cociente varianza/media (s^2/x) = 40.41 lo cual muestra que existe una distribución



agregada de *Abies religiosa*. Esto puede deberse a estrategias de regeneración, fase de desarrollo del agregado arbóreo, sitios con distintas condiciones ambientales o perturbaciones. En las figuras 22 y 23 se muestra un ejemplo de la distribución de individuos en dos parcelas pertenecientes a diferentes unidades de paisaje.

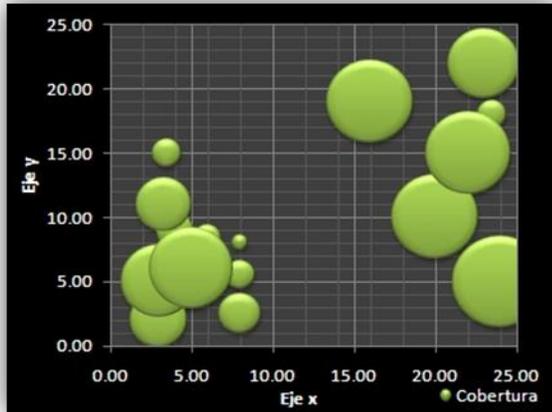


Figura 22 Distribución de *Abies* en la Parcela 6-2 y su cobertura

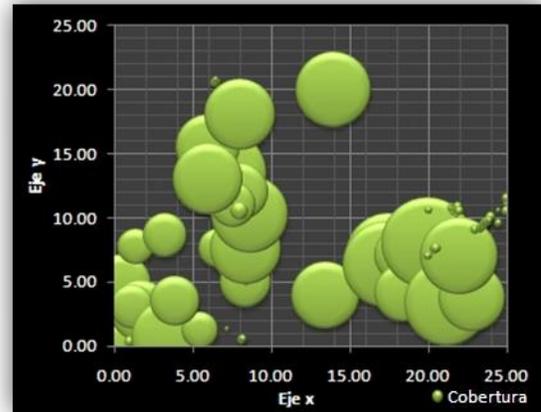


Figura 23 Distribución de *Abies* en la Parcela 8-2 y su cobertura

Reforestación en las unidades de paisaje. Se registró que el nivel de reforestación en las unidades varía en gran medida de la cercanía de la zona de mayor afluencia humana, a la zona de mayor altitud y mayor grado de conservación (Figura 24).

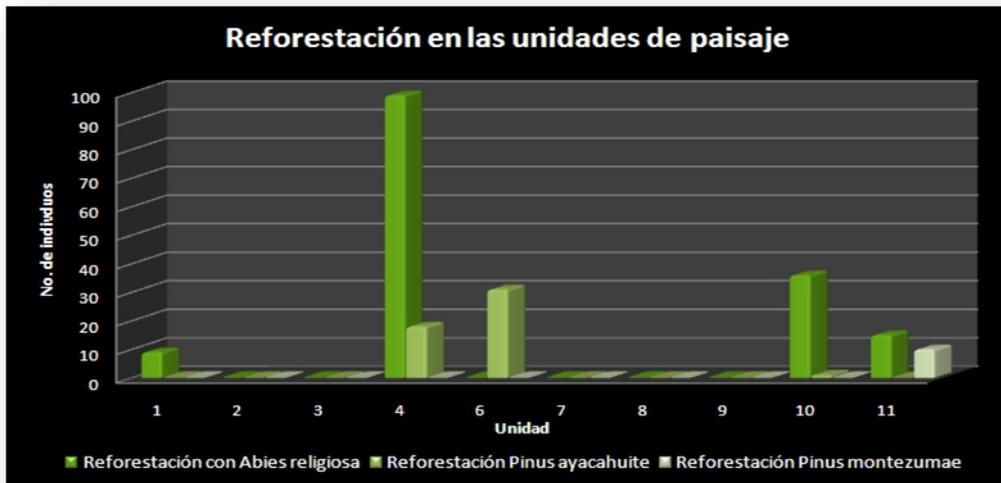


Figura 24. Especies presentes por actividades de reforestación en las unidades de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.

En la Cuenca del Río Magdalena existen individuos de *Abies religiosa* que han sido establecidos en actividades de reforestación; cabe mencionar que no sólo se han introducido plántulas de *Abies* sino también



se ha reforestado con *Pinus ayacahuite* en las zonas que presentan mayor perturbación y menor altitud (entre 2400 y 3200 m s.n.m.) y con *Pinus montezumae* en las zonas más altas entre 3400 y 3600 m s.n.m.) y más conservadas. Existe reforestación con *Abies religiosa* principalmente en las unidades 4, 10, 11 y 1. Con *Pinus ayacahuite* se han reforestado las unidades 4 y 6. Por último también se ha reforestado con *Pinus montezumae* sólo en la unidad 11.

Síntesis estructural por especie

La especie dominante en el estrato arbóreo con coberturas que van de 40 hasta el 90% es *Abies religiosa*. Entre las especies de árboles acompañantes más comunes se encuentran *Quercus rugosa* Née. (Fagaceae), *Salix paradoxa* H.B.K. (Salicaceae), *Ceanothus coeruleus* Lag. (Rhamnaceae), *Sambucus nigra* L. (Caprifoliaceae), *Prunus serotina* Kunth. (Rosaceae), *Buddleia cordata* Kunth. (Buddlejaceae), *Pinus hartwegii* Lindl., *P. montezumae* Lamb. y *P. ayacahuite* Shaw. (Pinaceae).



Quercus rugosa



Salix paradoxa



Sambucus nigra



Prunus serotina



Buddleia cordata



Abies religiosa



Pinus hartwegii



Pinus montezumae



Pinus ayacahuite



En relación a la abundancia *Abies religiosa* representa el 88.4% del total de las vegetación arbórea en las unidades, *Pinus ayacahuite* 4%, *Pinus montezumae* 2.6%, *Ceanothus coeruleus* 1.7%, *Salix paradoxa* 0.9%, *Sambucus nigra* 0.7%, *Buddleia cordata* 0.7%, *Pinus hartwegii* 0.2% y *Quercus rugosa* 0.1%.

En la tabla 3 se muestra la distribución de especies arbóreas por unidad de paisaje y la que corresponde a parcelas se adjuntó en el Anexo 3.

Tabla 3. Distribución de especies arbóreas por unidad de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.

Especies	Unidades										
	1	2	3	4	6	7	8	9	10	11	
<i>Abies religiosa</i> (H. B. K.) Schl. et Cham.											
<i>Buddleia cordata</i> Kunth.											
<i>Pinus ayacahuite</i> Shaw											
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.											
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.											
<i>Prunus serotina</i> Kunth.											
<i>Quercus rugosa</i> Née.											
<i>Salix paradoxa</i> H. B.K.											
<i>Sambucus nigra</i> L.											
<i>Ceanothus coeruleus</i> Lag.											

La composición de especies para cada unidad es distinta. La unidad 6 tiene 5 de las 10 especies totales. Las unidades 4, 7 y 8 presentan 4 especies diferentes. Las unidades 3 y 9 contienen 3 especies y las unidades 2 y 11 presentan 2 especies. Sólo en la unidad 10 se registró 1 especie.

Valor de Importancia. El valor de importancia relativa (*Vir*) total de las especies es en orden decreciente: *Abies religiosa* (82.94), *Pinus ayacahuite* (4.01), *Ceanothus coeruleus* (3.43), *Buddleia cordata* (2.62), *Prunus serotina* (2.16), *Pinus montezumae* (1.74), *Salix paradoxa* (1.35), *Quercus rugosa* (0.75), *Pinus hartwegii* (0.54) y *Sambucus nigra* (0.47).

Dentro de las unidades existieron diferencias en relación al valor de importancia de las especies. En la unidad 1 *Abies religiosa* tiene un *Vir* = 79.5 mientras que *Buddleia cordata* registró un 20.5. En la unidad 2 *Abies religiosa* dominó con un *Vir* = 95.9 y un *Vir* = 4.1 correspondiente a *Pinus ayacahuite*.

En la unidad 3 *Abies religiosa* presenta un *Vir* = 78.13, *Ceanothus coeruleus* con un *Vir* = 16.08, *Buddleia cordata* con un *Vir* = 4.44 y *Pinus ayacahuite* con un *Vir* = 1.35. En la unidad 4 *Abies religiosa* presenta un *Vir* = 69.45, *Pinus ayacahuite* un *Vir* = 19.32, *Prunus serotina* un *Vir* = 10.59 y *Ceanothus coeruleus* con *Vir* = 0.65.



La unidad 6 registró para *Abies religiosa* un $Vir = 63.08$, *Pinus ayacahuite* un $Vir = 15.39$, *Ceanothus coeruleus* un $Vir = 8.48$, *Quercus rugosa* con un $Vir = 7.5$, *Prunus serotina* con un $Vir = 4.24$ y por último *Buddleia cordata* con un $Vir = 1.31$.

La unidad 7 registró para *Abies religiosa* un $Vir = 71.29$, *Salix paradoxa* un $Vir = 13.49$, *Prunus serotina* $Vir = 6.74$, *Sambucus nigra* con un $Vir = 4.65$ y *Ceanothus coeruleus* con $Vir = 3.85$.

En la unidad 8 *Abies religiosa* tuvo un $Vir = 85.62$, mientras que *Pinus montezumae* registró un $Vir = 14.03$ y *Ceanothus coeruleus* un $Vir = 0.35$.

En la unidad 9 *Abies religiosa* presentó un $Vir = 96.3$ y *Ceanothus coeruleus* un $Vir = 3.7$.

La unidad 10 para *Abies religiosa* registró un $Vir = 95.42$, *Pinus montezumae* un $Vir = 3.34$ y *Ceanothus coeruleus* un $Vir = 1.23$.

Por último la unidad 11 registró para *Abies religiosa* un $Vir = 94.63$ y para *Pinus hartwegii* un $Vir = 5.37$.

En la figura 25 se muestra el valor relativo de cada una de las especies por unidad de paisaje, la figura que corresponde a la escala de parcela se encuentra en el Anexo 3.

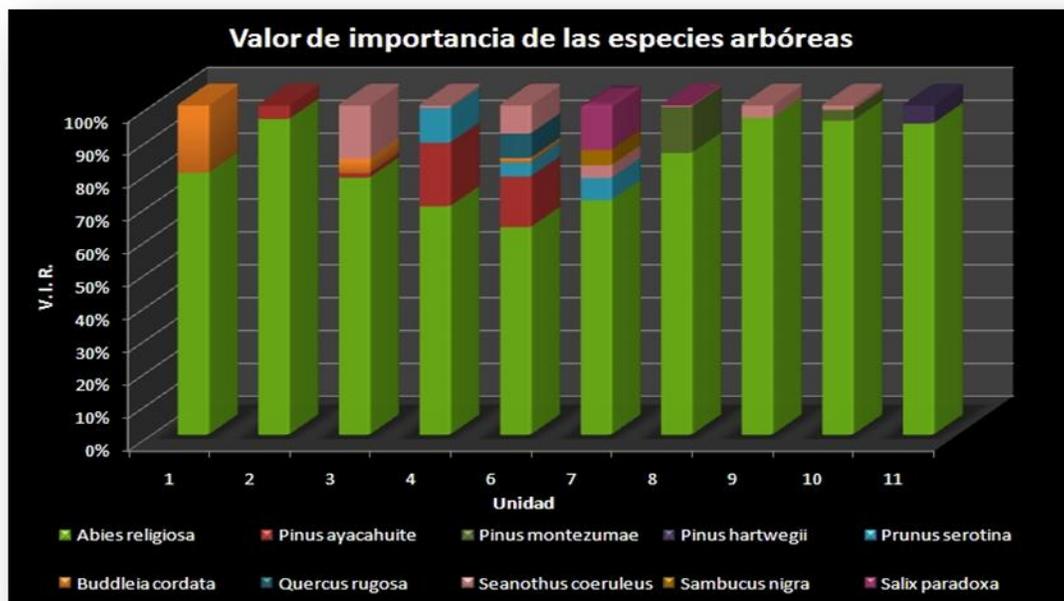


Figura 25. Valor de importancia de las 10 especies arbóreas en cada unidad de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.



Diversidad α . La tabla 4 muestra los índices de diversidad y dominancia calculados para las 11 unidades de paisaje, la tabla correspondiente a la escala de parcela se encuentra en el *Anexo 3*.

En total las unidades 1, 2 y 10 tuvieron el menor número de especies, mientras que la mayor riqueza se encontró en las unidades 6 y 7. La riqueza promedio osciló alrededor de 3 especies por unidad de paisaje. En general la dominancia de los grupos fue baja, el valor promedio del índice de Shannon-Wiener fue de 0.52, mientras que el valor promedio del índice de Simpson fue de 1.31. El valor α de Fisher indica el número de especies esperadas con un individuo, su promedio fue de 1.13 por lo que a su vez refleja una mayor diversidad. El valor promedio de la Equitatividad fue de 0.50. El mayor coeficiente de variación (26.43%) se presentó para el índice de Simpson.

Tabla 4. Valores de riqueza específica para las unidades de paisaje

Unidades	Diversidad α				
	S	H'	D	α	E
1	2	0.42	1.42	0.60	0.61
2	2	0.48	1.37	0.82	0.69
3	3	0.50	1.31	0.99	0.46
4	4	0.51	1.29	1.10	0.37
6	5	0.54	1.30	1.18	0.34
7	5	0.55	1.28	1.24	0.34
8	4	0.55	1.28	1.27	0.40
9	3	0.55	1.27	1.32	0.50
10	2	0.56	1.27	1.36	0.81
11	3	0.57	1.28	1.40	0.52
Promedio	3.30	0.52	1.31	1.13	0.50
D. E.	1.16	0.05	0.05	0.26	0.16
C. V. %	2.85	11.32	26.43	4.39	3.17

(S), Shannon-Wiener (H'), Simpson (D), Alfa de Fisher (α) y Equitatividad (E).
Desviación estándar (D. E.) y Coeficiente de Variación (C. V.%).

Diversidad β . Los índices de Similitud de Sørensen y Jaccard entre las unidades de paisaje indicaron que el grado de similitud fue mayor entre las unidades 3-1, 3-8, 6-4, 9-8,10-9 y 10-11 (tabla 5). Estos presentaron cerca del 67 al 80% en el índice de Jaccard y entre el 80 y 89% en el índice de Sørensen. Mientras que las unidades con menor grado de similitud fueron 6-1, 6-10, 6-11, 7-10, 7-1, 7-2, 7-11 y 11-4, con valores entre el 13 y 17% en el índice de Jaccard y entre el 25 y 99% en el índice de Sørensen. Aunque los índices difieren respecto a sus valores del porcentaje se encontraron resultados similares en la relación entre las unidades de paisaje de igual magnitud en ambos índices. Cabe mencionar que los índices calculados para las parcelas también se encuentran en el *Anexo 3*.



Tabla 5. Índices de Similitud de Jaccard y Sørensen (porcentual) para las unidades de paisaje.

Unidades	Diversidad β									Jaccard
	1	2	3	4	6	7	8	9	10	11
1		33	67	20	17	17	50	25	33	25
2	50		25	50	40	17	20	25	33	25
3	80	40		40	33	33	75	50	25	20
4	33	67	57		80	50	33	40	20	17
6	29	57	50	89		43	29	33	17	14
7	29	29	50	67	60		28	34	16	13
8	67	33	86	50	44	44		75	50	40
9	40	40	67	57	50	50	86		67	50
10	50	50	40	33	29	29	67	80		67
11	40	40	33	29	25	25	57	67	80	
Sørensen										Similitud %

Los valores mínimos se presentan en rojo y los valores máximos en negritas.

Clasificación a nivel de unidad de paisaje. Los resultados del análisis de Dos Vías (TWINSPAN) se muestran en el dendrograma de la Figura 26. En la clasificación de las unidades de paisaje se observa que a una distancia relativa de 60% como umbral de corte de la información remanente señala cuatro grupos importantes. En el primer grupo están las unidades de paisaje 1 y 3; en ambas se presentan *Abies religiosa* y *Buddleia cordata*, aunque en la unidad 3 se encuentra *Ceanothus coeruleus* y *Pinus ayacahuite*, es necesario mencionar que la agrupación también se realiza en función de la cobertura y abundancia aunque el dendrograma sólo muestre la presencia-ausencia de las especies.

El segundo grupo es el más grande pues contiene a las unidades 2, 9, 10, 11 y 8. A pesar de que pareciera que la unidad 2 es similar a la unidad 3 en cuestión de la composición de especies, los valores de cobertura y abundancia la ubicaron en otro grupo. Las unidades 9 y 10 son más parecidas por presentar *Ceanothus coeruleus* al igual que la unidad 8 y las unidades 10 y 11 son similares por presentar a *Pinus montezumae*, aunque en la unidad 11 se registra *Pinus hartwegii*. La unidad 8 en un nivel de corte mayor (al 90%) se separa del resto de las unidades de este grupo, lo cual quiere decir que aunque presente las mismas especies que la unidad 10 sus valores de cobertura y abundancia en ese nivel no son tan similares.

El tercer grupo está compuesto por las unidades 4 y 6 las cuales son las que registran una mayor riqueza y comparten 4 especies *Abies religiosa*, *Pinus montezumae*, *Prunus serotina* y *Ceanothus coeruleus*, aunque la unidad 6 registra además a *Quercus rugosa* y *Buddleia cordata*.

Y el cuarto grupo sólo está la unidad 7 que tiene dos especies que no se encuentran en alguna otra unidad que son *Sambucus nigra* y *Salix paradoxa*.

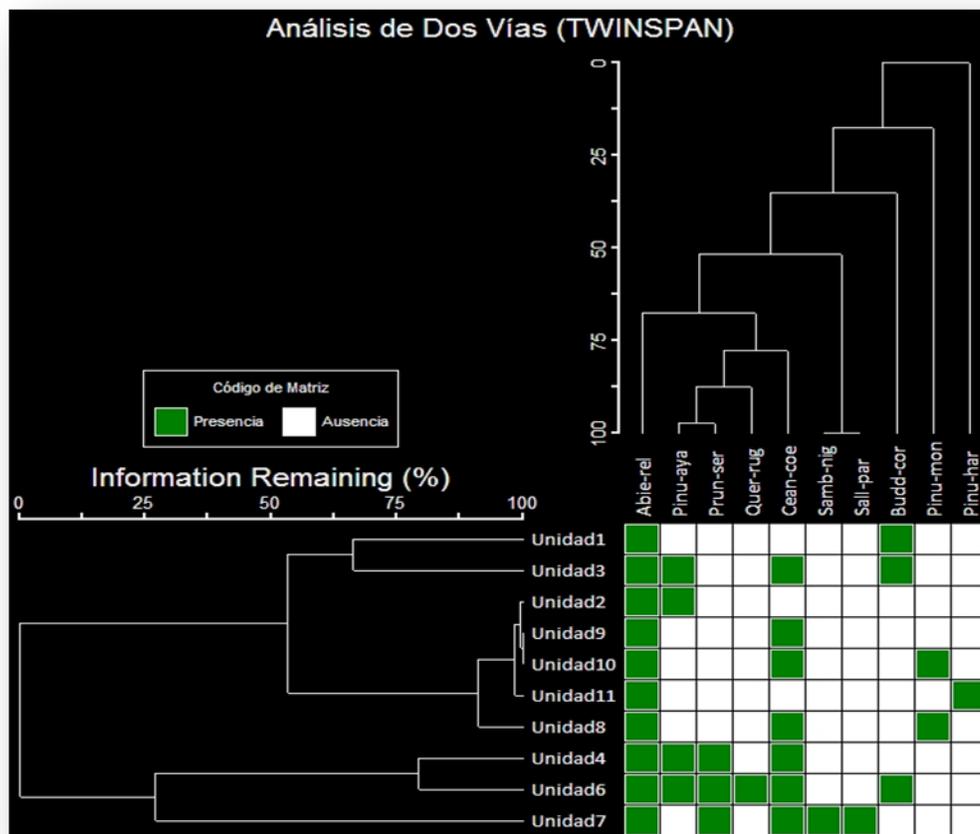


Figura 26. Dendrogramas del Análisis de Dos Vías (TWINSpan) de las unidades de paisaje y las especies del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.

En relación a la agrupación por especies se observa que a una distancia relativa de 75% como umbral de corte de la información remanente, que las especies *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii* *Pinus montezumae* y *Buddleia cordata* aparecen separadas a ese nivel, *Sambucus nigra* y *Salix paradoxa* son especies asociadas al igual que *Pinus ayacahuite*, *Prunus serotina*, *Quercus rugosa* y *Ceanothus coeruleus*. Cabe mencionar que éstas en un nivel de corte anterior (es decir del 60%) se encontrarían asociadas a *Abies religiosa*.

Clasificación a nivel de parcela. Los resultados del análisis de Dos Vías (TWINSpan) se muestran en el dendrograma de la figura 27. En la clasificación de las parcelas se observa que a una distancia relativa de 75% como umbral de corte de la información remanente señala ocho grupos o divisiones importantes.

En el primer grupo se encuentran las parcelas 1.1 y 1.3 ya que en ambas se presenta la especie *Abies religiosa* y *Buddleia cordata* y aunque la parcela 1.2 también presente las mismas especies el análisis la colocó en otro grupo quizás debido a los valores de cobertura y abundancia.

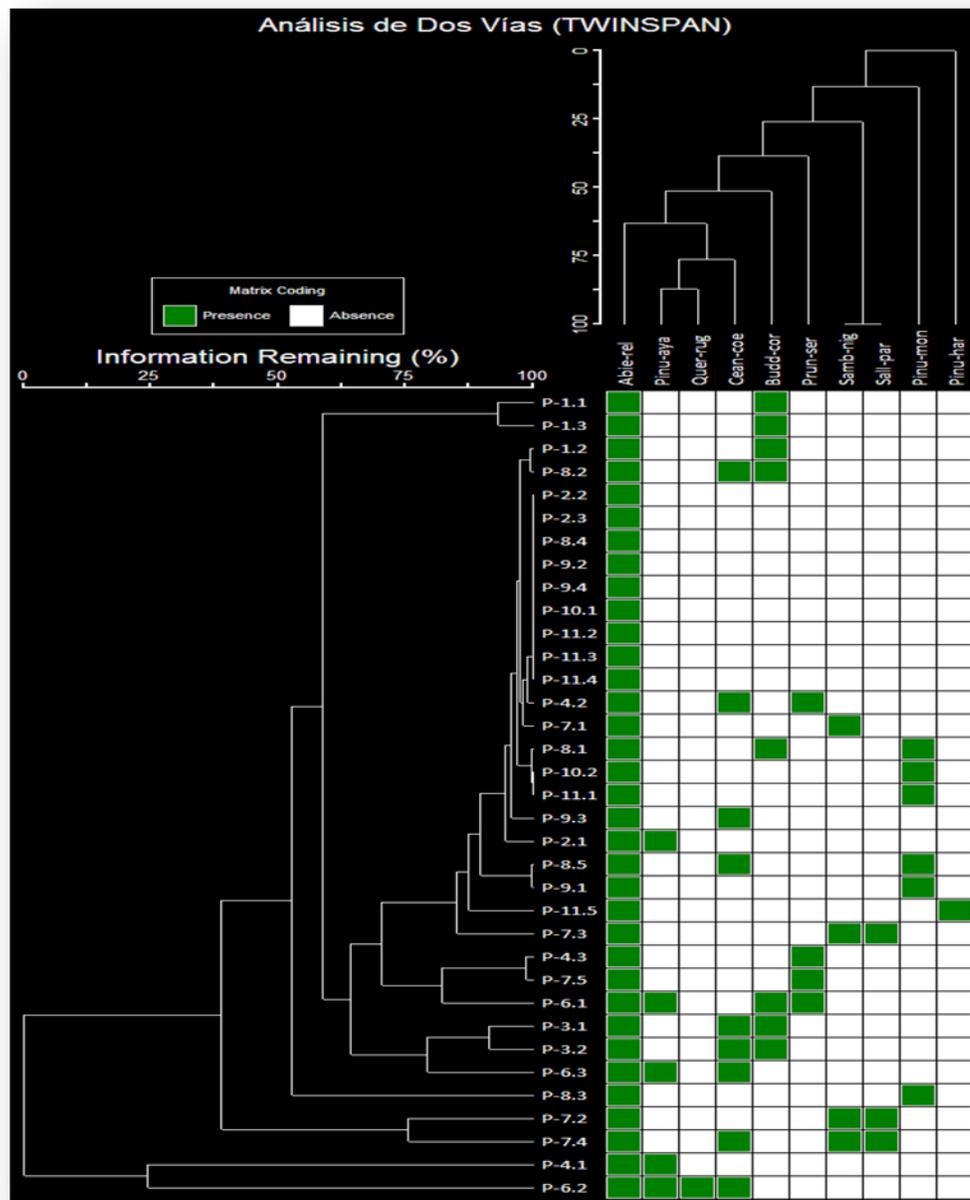


Figura 27. Dendrogramas del Análisis de Dos Vías (TWINSPAN) de las parcelas y las especies del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.

El segundo grupo es el más grande pues contiene al mayor número de parcelas de distintas unidades, lo cuál nos indica una alta heterogeneidad pues dentro de las mismas unidades existen sitios diferentes respecto a su composición de especies y abundancia. Este grupo contiene a las especies *Abies religiosa*, *Ceanothus coeruleus*, *Pinus ayacahuite*, *Buddleia cordata*, *Salix paradoxa*, *Sambucus nigra*, *Prunus serótina*, *Pinus montezumae* y *Pinus hartwegii*.



El tercer grupo está compuesto por las parcelas 4.3, 7.5 y 6.1 en el cual aparecen especies como *Abies religiosa*, *Pinus ayacahuite*, *Buddleia cordata* y *Prunus serotina* al parecer ésta última es la que determinó la agrupación de éstas parcelas.

En el cuarto grupo de encuentran las parcelas 3.1, 3.2 y 6.3 con especies como *Abies religiosa*, *Pinus ayacahuite*, *Buddleia cordata* y *Ceanothus coeruleus*, siendo de igual forma ésta última la que determinó este grupo.

La parcela 8.3 se separó debido a los valores de cobertura y abundancia de las especies que la caracterizan (*Abies religiosa* y *Pinus montezumae*) ya que quizá debería ser parte del segundo grupo.

El sexto grupo formado por dos parcelas 7.2 y 7.4 las cuáles presentan a *Abies religiosa*, *Ceanothus coeruleus*, *Sambucus nigra* y *Salix paradoxa*.

En el séptimo grupo sólo se encuentra la parcela 4.1 que presenta la especie *Abies religiosa* y *Pinus ayacahuite*. Por último, en el octavo grupo se encuentra la parcela 6.2 que se compone de las especies *Abies religiosa*, *Pinus ayacahuite*, *Quercus rugosa* y *Ceanothus coeruleus*.

En relación al dendrograma de las especies se encontró que a una distancia relativa de 75% como umbral de corte de la información remanente las especies *Abies religiosa*, *Buddleia cordata*, *Prunus serotina*, *Pinus montezumae* y *Pinus hartwegii* aparecen separadas a ese nivel, *Sambucus nigra* y *Salix paradoxa* son especies asociadas al igual que *Pinus ayacahuite*, *Quercus rugosa* y *Ceanothus coeruleus*, cabe mencionar que éstas en un nivel de corte anterior (es decir del 60%) se encontrarían asociadas a *Abies religiosa*. Estos resultados de asociación de las especies, son parecidos al análisis de dos vías que se realizó a nivel de unidades de paisaje.

DISCUSIÓN

Los resultados de este capítulo denotan que existen diferencias en la estructura arbórea entre las unidades de paisaje determinadas y aún dentro de ellas, es decir, a nivel de parcela.

En relación a la densidad, existe un mayor número de individuos en las últimas unidades 7, 8, 9, 10 y 11 (las cuáles se encuentran a una mayor altitud), así como mayor cobertura y área basal en relación a las primeras unidades de paisaje (1,2,3,4 y 6). De hecho a nivel de parcela es más evidente que a medida que aumenta la altitud la densidad es mayor. En lo que respecta a este hecho, no se encontró algún estudio que relacionara la densidad, cobertura o área basal con la calidad del sitio o estado de conservación, es decir, por ejemplo que a mayores densidades es probable que el sitio esté más conservado o no. Sin embargo las razones de lo anterior obedecen a que el gradiente altitudinal que cubre el bosque coincide con un gradiente



de uso, que guarda una relación inversamente proporcional con la altitud, es decir a menor altitud mayor perturbación y viceversa (Ávila, 2000).

El valor promedio de individuos encontrados fue de 45 (625m^2) número mayor al reportado por Ávila-Akerberg (2002) que encontró 35 individuos (625m^2). Por otro lado la densidad estimada por ha^{-1} fue de 709 individuos valor menor al reportado en el bosque de *Abies religiosa* del volcán Iztaccíhuatl de 1209 individuos (Sánchez, 2003).

El área basal por ha^{-1} fue de 292 m^2 valor muy por encima del encontrado en el estudio de Sánchez *et al.*, (1991) para los bosques de *Abies religiosa* en el Cofre de Perote de 70 m^2 por ha^{-1} .

Es importante destacar que no existió una relación estrecha entre las variables estructurales en ambas escalas espaciales, los coeficientes de correlación estuvieron muy por debajo que los que se esperaba, excepto la relación entre la cobertura y el área basal ($r^2 = 0.53$), valor similar al registrado por Sánchez-Velásquez *et al.*, (1991) ($r^2 = 0.63$) (ver Anexo 2). Por ejemplo, la cobertura de las unidades 2 y 6 que tiene relativamente pocos individuos presentó valores altos de cobertura y por el contrario las unidades 9 y 10 tienen muchos individuos y poca cobertura.

Estos resultados se pueden deber a la diferentes etapas de desarrollo de los individuos arbóreos en las unidades, como se observó en la figura de categorías de tamaños (ver figuras 20 y 21). Por ejemplo en el primer caso se debe a una mayor frecuencia de individuos adultos, que aunque no sea mayor el número de adultos éstos aportan los valores altos de cobertura, en el segundo caso la respuesta es la frecuencia de los individuos jóvenes o de regeneración que aportan un mayor número de individuos pero en cuestión de cobertura sus valores son bajos. En el mismo sentido, el área basal tiene relación con la estructura de tamaño de los individuos arbóreos, pues en las unidades 1 y 3 que se registra un área basal considerable se tienen un número bajo de individuos y una menor cobertura debido a que presentan muchos individuos adultos y jóvenes.

Por otro lado, también es posible que las variaciones en la cobertura pueden deberse a otros factores, entre los que se pueden mencionar: a) La posición del árbol en el sitio y la competencia con otros individuos arbóreos por el espacio; b) La respuesta individual de cada árbol a la sombra y la caída de ramas y c) El control epinástico, es decir, aquel controlado fisiológicamente por el árbol y promedio del cual se influye el crecimiento de las ramas (Ávila, 2000).

Respecto a la distribución de frecuencias en las variables estructurales (ver Anexo 2), recordando que *Abies religiosa* es la especie con mayor frecuencia en el sitio, se encontró que existen más individuos con una cobertura entre 0 y 10 m^2 y un área basal de 0 a 1.0 m^2 . Nieto de Pascual (1987) menciona que en bosques de oyamel es común encontrar coberturas reducidas debido a la competencia por espacio de los



individuos jóvenes. Respecto a la altura los individuos de *Abies religiosa* fueron los que registraron los valores máximos (35-40 m), siendo la altura de 5 a 10 m la que más individuos mostró pues la mayoría del resto de las especies se ubica en este intervalo. Sin embargo en otros estudios de la FVT en los bosques del Iztaccíhuatl y Popocatepetl, (Manzanilla, 1974) reporta individuos hasta de 53 m de altura.

Respecto a la estructura de tamaños en anteriores estudios se ha observado que cuando existe un número alto de individuos de edades jóvenes y establecidos, señala que el bosque puede tener buena regeneración, establecimiento y reclutamiento entre las diferentes clases de tamaño. Asimismo se puede interpretar que cuando la población va madurando, el número de individuos de cada categoría disminuye, debido a que comienza a operar la competencia intra e interespecífica (por espacio y nutrimentos) provocando un autoaclareo (Ávila, 2000), pues a través del tiempo relativamente pocos individuos llegan a la edad adulta y contribuyen a la reproducción (Sánchez-Velásquez *et al.*, 1991).

En este estudio se observó también que las últimas unidades son las unidades con mayor densidad, estas unidades presentan los tres tipos de tamaños y con una mayor regeneración, características que posiblemente indicarían un grado de conservación mayor, sin embargo en relación a la Figura 24, las unidades 10 y 11 han sido reforestadas recientemente, por lo tanto, en estas unidades no se puede afirmar que la presencia de plántulas sea resultado del vigor y salud de la población de los sitios. En este mismo sentido se observó que la unidad 4 y 6 son las unidades que han sido sometidas a programas de reforestación, con *Abies religiosa* y *Pinus ayacahuite*, y podrían considerarse a primera vista unidades muy perturbadas, pues su ubicación cerca del río Magdalena las hace vulnerables a impactos de tipo antropogénico. Cabe mencionar que estas reforestaciones llevadas a cabo se observan poco planeadas, ya que las plántulas sembradas se localizan de forma desorganizada sólo a las orillas de las veredas y no dentro donde existen claros.

En relación a los patrones de distribución agregados de *Abies religiosa* como ya se mencionó puede deberse a estrategias de regeneración, fase de desarrollo del agregado arbóreo, sitios con distintas condiciones ambientales o debido a perturbaciones (Kent y Coker, 1992; González-Medrano, 2004). Si estas dos últimas aseveraciones tiene un efecto en la distribución de la especie dominante es posible con ello detectar distintos niveles de heterogeneidad ambiental.

En lo que respecta a la riqueza, se encontró que las unidades 4, 6, 7 y 8 (que se encuentran a un altitud intermedia de 3000 a 3300 m s. n. m.) son las unidades con mayor número de especies representativas. Cabe mencionar que en estudios anteriores en bosques de *Abies religiosa* se observa que conforme se asciende en el gradiente altitudinal, la riqueza de especies arbóreas disminuye, y que los rodales más puros se encuentran entre los 3000 y los 3200 (Madrigal-Sánchez, 1967; Narave, 1985 y Álvarez, 1987) sin embargo en este



estudio se encontró que no es sino hasta los 3200 a los 3600 m, aproximadamente cuando se empiezan a registrar los sitios más puros de *Abies religiosa*.

Es importante mencionar que las 8 especies registradas, Ávila-Akerberg (2002) ya las había reportado en su estudio como componentes del estrato arbóreo inferior de la zona.

En lo que se refiere a las especies arbóreas se encontró una aportación diferencial a la estructura de la comunidad reflejado en su valor de importancia (Escutia, 2004). Estos valores fueron elaborados a partir de la frecuencia, densidad y área basal, datos con los que se contaba para indicar su importancia en cuestión de su aportación a la comunidad en biomasa.

Se encontró que los valores de cada especie fueron diferentes entre las unidades de paisaje, quizás debido a las condiciones ambientales que cada una requiere. Los valores de importancia de las otras especies son mucho más bajos que los que presenta la especie dominante *Abies religiosa*, sin embargo se podrían considerar como “especies raras o indicadoras” de algunas condiciones ambientales específicas para su establecimiento, excepto la especie *Pinus ayacahuite*, que es una especie introducida por conducto de reforestación.

Como ya se mencionó anteriormente, la diversidad es una medida de heterogeneidad de un sistema, y en relación a la riqueza específica de cada unidad de paisaje se observa que existen diferencias en cuanto al número de especies, además de que los índices de Sorensen y Jaccard (medidas de diversidad β) obtenidos en este estudio registra un recambio de especies mayor en las unidades más cercanas y a medida que aumenta la distancia entre las unidades los valores de estos índices disminuyen, ésto puede estar relacionado con el cambio en las condiciones ambientales es decir, la presencia de parches o hábitats diferentes (Magurran, 1988; Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Por otro lado, en los resultados del Análisis de dos Vías (TWINSPAN) se encontró que algunas unidades de paisaje se agruparon no tan sólo por la presencia de las especies arbóreas sino por su valor de importancia, siendo *Abies religiosa* la que agrupa a algunas unidades por sus valores de abundancia. Por un lado se sigue observando que las unidades se agregan respecto a su contigüidad espacial, pero por otro lado la abundancia de *Abies* predomina, por ejemplo, la unidad 2 es más parecida a las últimas unidades (9, 10 y 11) cuando, por su ubicación espacial, debería ser más similar a las unidades 1, 3 y 8.

De igual forma, este aspecto también se ve fuertemente reflejado en los resultados del TWINSPAN al agrupar las parcelas a partir de su valor de importancia y dónde no se identifica una agrupación de las parcelas dependiendo de su contigüidad espacial o unidad de paisaje.



Sin embargo los mismos cambios en la abundancia o valor de importancia de *Abies* son indicadores de las condiciones del bosque y en particular de las unidades, en cuestión a su desarrollo, vigor, condiciones ambientales y estado de conservación.

CONCLUSIONES

El bosque de *Abies religiosa* presenta heterogeneidad en su composición y estructura arbórea. Las unidades de paisaje mostraron diferencias en relación a la densidad, cobertura y área basal. Estos resultados son similares a los obtenidos por el total de número de sitios por unidad, así como el promedio para 625m².

La heterogeneidad en la estructura y composición arbórea del bosque de *Abies religiosa* es mayor a una escala fina de parcela, aunque se observan los mismo patrones generales respecto a la magnitud de las variables estructurales encontrados a nivel de unidad de paisaje.

La densidad, cobertura y área basal fue mayor en las unidades de paisaje, 7, 8, 9, 10 y 11. El valor promedio de individuos fue de 45 (625m²) y la densidad estimada para una ha⁻¹ fue de 709 individuos.

La estructura de tamaños fue distinta para las unidades de paisaje y entre parcelas, lo que puede ser un indicador del vigor y la salud de la comunidad arbórea, aunque algunas unidades han sido sometidas a programas de reforestación.

El patrón de distribución de la especie dominante *Abies religiosa* es agregada lo que puede deberse a la heterogeneidad ambiental.

La mayor riqueza encontrada en las unidades se concentra en aquellas que se encuentran en un nivel intermedio de altitud.

La aportación de las especies a la comunidad en términos de biomasa reflejado por el valor de importancia fue diferencial a lo largo de las unidades de paisaje. Los índices de Sørensen y Jaccard indican un recambio de especies en las unidades más cercanas.

El análisis de dos Vías (TWINSPAN) agrupó a algunas unidades de paisaje en función no sólo de las especies componentes, sino del valor de importancia de la especie dominante *Abies religiosa*.

El análisis de dos Vías (TWINSPAN) agrupó a las parcelas en un patrón diferente al esperado en relación a la unidad de paisaje perteneciente.

Algunas especies se encuentran asociadas como el caso de *Salix paradoxa* y *Sambucus nigra* así como *Pinus ayacahuite*, *Prunus serotina*, *Quercus rugosa* y *Ceanothus coeruleus*.



Capítulo III

Heterogeneidad ambiental y su relación con la estructura cuantitativa del estrato arbóreo a escala de unidades de paisaje y de parcela del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena, D.F.



INTRODUCCIÓN

Recientemente se ha propuesto que la heterogeneidad ambiental forme parte de las investigaciones de los procesos que estructuran la comunidad (Beckage y Clark, 2003; Jurena y Archer, 2003). Sus características estructurales se han utilizado para conocer la dinámica de la heterogeneidad espacial y temporal de la vegetación. Investigar los patrones de regeneración y dinámica de claros, explicar la variación microclimática y estimar la productividad son algunas cuestiones relevantes para el conocimiento de las comunidades y elaborar argumentos para su manejo y conservación (MacArthur y MacArthur, 1961; Whittaker, 1966; Buongiorno *et al.*, 1994; Chen y Franklin, 1995).

En particular, conocer la estructura de los bosques es importante en el análisis y manejo de los ecosistemas forestales (Zenner y Hibs, 2000). Sin embargo es todavía más importante conocer la influencia que los diferentes gradientes ambientales ejercen sobre las variables estructurales de las especies vegetales, en especial para aquellas que se encuentran bajo condiciones restringidas o amenazadas, como resultado de actividades antropogénicas (Sánchez-Velasquez *et al.*, 1991).

Los bosques de oyamel (*Abies* spp.) típicos de la zona ecológica templada subhúmeda de México (Toledo y Ordoñez, 1993) poseen características florísticas y ecológicas especiales, asociadas con factores climáticos y edáficos. Éstos muestran un patrón de distribución espacial discontinuo análogo a un archipiélago (Vázquez-García, 1993; Rzedowski, 1978). Las perturbaciones ocasionadas por el vulcanismo características de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) en el pasado geológico generaron una enorme heterogeneidad de hábitats que probablemente facilitó la especiación y la hibridación de especies (Challenger, 1998; Sánchez-González *et al.*, 2006).

Algunos estudios de Velázquez y Cleef (1993) en varias zonas de la FVT concluyen que la composición y distribución de las comunidades vegetales de esa regiones difieren sustancialmente como un reflejo de las condiciones ambientales distintas (*i. e.* historia geológica, altitud, tipos de suelo y actividades humanas). Este hecho ofrece una situación ideal para estudiar la heterogeneidad ambiental y la distribución de las especies, ya que la composición de los bosques templados de México varía considerablemente entre regiones e inclusive de un sitio a otro dentro de cada región (Challenger, 1998). Por lo tanto es importante conocer los factores ambientales asociados a los bosques de oyamel para generar estrategias dirigidas a su conservación.

HETEROGENEIDAD AMBIENTAL Y DIVERSIDAD

El estudio de la heterogeneidad puede abordarse desde una escala microambiental hasta regional. Algunos factores como la temperatura, la humedad e intensidad de luz recibida, la altitud, la pendiente, la orientación de ladera y las características del suelo como textura, el pH, el porcentaje de materia orgánica, la



conductividad eléctrica, el fósforo y nitrógeno disponibles y totales, son fundamentales para describir y reconocer un ambiente determinado (Rees *et al.*, 1996). Estas características actúan como una presión de selección sobre todas las especies de la comunidad, modificando los patrones de asignación de recursos a las diferentes funciones básicas de los organismos y modificando sus probabilidades de establecimiento y supervivencia (Rosenberg y Freedman, 1994; Maestre, 2003).

La mayor parte de los estudios que relacionan diversidad y factores ambientales son de carácter ecológico en un sentido estricto. Pocos estudios han analizado de forma explícita y cuantitativa qué factores ambientales están asociados a la diversificación de los bosques templados, aunque la mayoría de éstos predice que a medida que aumenta la heterogeneidad ambiental debe aumentar la diversidad de especies (Valladares, 2004a). Por lo general las variables asociadas al clima cobran mayor importancia en estos estudios (Retuerto y Carballeira, 2004).

Es importante que dentro de los objetivos de conservación se incluya el mantenimiento de la biodiversidad para lo cual es necesaria una evaluación adecuada de la estructura de la vegetación y su relación con la heterogeneidad ambiental. A continuación se realiza un análisis del efecto de la variación de los factores ambientales sobre la estructura de la vegetación.

ALTITUD

La altitud debe entenderse como un factor físico complejo que influye sobre las condiciones climáticas a través de variables como la temperatura y la precipitación, además de modificar algunas características del suelo. Estos elementos en conjunto pueden determinar la composición de especies arbóreas en los bosques templados y a su vez tienen un efecto directo sobre el crecimiento vegetal reflejado en algunas características de los árboles como la cobertura y el área basal (Barton, 1994; Pabst y Spies, 1999).

Peet (1988) destaca la importancia que tiene la altitud en la distribución de las especies de coníferas. Velázquez (1994), concluye que las variables más importantes que explican la distribución de las comunidades vegetales en los volcanes Tláloc y Pelado en la Sierra Chichinautzin (parte de la FVT) es la altitud y la humedad del suelo.

En anteriores estudios en bosques de *Abies religiosa* se observa que conforme se asciende en el gradiente altitudinal, la riqueza de especies arbóreas disminuye, ya que los rodales más puros se localizan entre los 3000 y los 3200 (Madrigal-Sánchez, 1967; Narave, 1985 y Álvarez, 1987). Así también se tienen efectos en la cobertura, ya que se ha registrado en otros estudios que los mayores valores de cobertura se verifican de los 2700 a los 2999 m s. n. m. y los de área basal los valores más altos se encuentran entre los 3200 a 3600 m s.n.m. (Ávila y López, 2001).



ORIENTACIÓN Y PENDIENTE

La orientación que presentan las laderas es un factor crucial en las características climáticas, éstas afectan directamente el establecimiento de la vegetación (Olivero y Hix, 1998; Gallardo, 2004). Las causas que explican las diferencias en las condiciones ambientales entre laderas (humedad, temperatura y velocidad del viento) son la insolación diferencial y la diferente exposición a las corrientes eólicas (Gallardo, 2004). En bosques templados la composición florística cambia con respecto a las laderas (Alcántara y Luna, 1997; Ruiz Jiménez *et al.*, 1999). Localmente se ha observado en sitios con diferente orientación influye sobre la estructura, a tal grado, que los elementos más importantes del estrato arbóreo cambian de una orientación a otra (Ruiz-Jímenez *et al.*, 1999). En estudios del género *Abies*, se ha encontrado que las características de los individuos arbóreos como el área basal y la altura están fuertemente influenciadas por la orientación de ladera y pendiente de la parcela de muestreo (Abrundan y Mather, 1999).

En relación a la pendiente, Sánchez-González y López-Mata (2003) reportan que para el bosque de *Abies religiosa* en el cerro Tláloc y Pelado en la Sierra Chichinautzin (parte de la FVT) la pendiente fue un factor que resultó importante en la explicación de la estructura y distribución de la vegetación, ya que también está directamente relacionada con la retención de humedad en el suelo.

TEMPERATURA

La temperatura es otro factor que afecta la distribución de *Abies religiosa*, en los trabajos de Madrigal-Sánchez (1967) destaca que varía entre 10.5°C y 13°C, y Álvarez del C. (1987) reporta que fluctuó entre 10.5 °C y 12.5°C. Cabe mencionar que en estos estudios la temperatura máxima extrema fue 30°C y la mínima extrema fue -11°C.

Según Hamilton y Perrott (1981) en las partes altas de las montañas la estructura y distribución de las comunidades vegetales parecen estar frecuentemente relacionadas con la temperatura, mientras que en las partes bajas pueden estar determinados por otros factores bióticos o abióticos. Esto se debe a que una disminución de la temperatura en las partes más altas favorece la precipitación y evita la pérdida de agua por evaporación (Beniston, 2000). Este fenómeno da por resultado que las zonas altas sean más húmedas que las bajas.

HUMEDAD

En la mayoría de los ecosistemas la disponibilidad hídrica es el principal factor que afecta la actividad de las plantas (Blondel y Aronson, 1999). En los bosques templados los patrones de humedad del suelo, en el espacio y el tiempo, determinan en gran parte la distribución y abundancia de las especies arbóreas (Valladares, 2004a). La disponibilidad de agua en el suelo tiene complejos patrones espaciales y temporales



a diferentes escalas, que dependen del régimen de lluvias, la topografía, el espesor, la textura y estructura del suelo, etc.

SUELO

Las características del suelo pueden presentar variaciones a lo largo de una ladera como respuesta al cambio en la topografía (pendiente y orientación) que además de influir en el microclima condiciona la escorrentía, la erosión y la sedimentación (Birkeland, 1984). El suelo es un factor determinante para la distribución de la vegetación ya que ésta puede verse afectada por características tales como la textura, el pH, el contenido de nutrientes, la materia orgánica y la capacidad de intercambio iónico. En particular, el contenido de nutrientes y su disponibilidad suelen tener un efecto directo sobre las tasas de crecimiento de las especies vegetales, lo cual puede aumentar o disminuir sus probabilidades de supervivencia (Price, 1984; Santibáñez, 2005). Algunas variables del suelo como la profundidad de los horizontes 0 y A₁, así como la materia orgánica son factores importantes para la estructura y distribución de la vegetación de los bosques templados, ya que están directamente relacionadas con la retención de humedad del suelo (Sánchez-González y López-Mata, 2003).

Los suelos de bosques de oyamel pueden ser de tipo Andosol o Litosol e incluso de los dos. Los suelos de tipo Andosol se derivan de rocas volcánicas como lavas, escorias y cenizas volcánicas dentro de los climas templados y fríos sin un período seco. Son suelos profundos negros y pardo-rojizos, con alta capacidad de intercambio catiónico; la saturación de bases es moderada, los contenidos de calcio, sodio y magnesio son moderados, los de potasio son bajos y el fósforo es alto. Su textura es migajón-arcillosa, con un drenaje moderado y una permeabilidad media, el contenido de materia es rica o baja, con una acidez alta y/o moderada. La materia orgánica que se descompone lentamente tiende a acumularse y a favorecer un fuerte arrastre de las bases, lo que provoca una marcada acidificación (Duchaufour, 1987; Ferreras y Fidalgo, 1991).

Por otro lado, los suelos de tipo Litosol son de color oscuro, con textura de migajón arcillo-arenosa y franca con un drenaje moderado y una permeabilidad baja. Con alta capacidad de intercambio catiónico y una moderada saturación de bases. El contenido de sodio y potasio es bajo; sin embargo el calcio y el magnesio son altos, además de que es muy rico en fósforo (Pinto, 2000).

LUZ

La luz es un factor que puede ser estimado en radiación fotosintéticamente activa (PAR) el cual contribuye directamente al proceso de fotosíntesis y a la tasa de crecimiento de las plantas en el sotobosque. Pero independientemente de esto, la luz tiene un papel importante debido a la relación que tiene con otros



factores ambientales por encima y debajo del dosel. Por ejemplo, la luz puede cambiar dependiendo de la inclinación, la orientación de la ladera, las condiciones climáticas y la cobertura forestal, además de que regula las características microclimáticas bajo el dosel tales como: temperatura del aire, humedad relativa, temperatura y contenido hídrico del suelo, que a su vez influyen en la disponibilidad de nutrientes (Druckenbrod *et al.*, 2005; Montgomery y Chazdon, 2001; Denslow y Guzmán, 2000). Todas estas están cercanamente relacionadas con la estructura del bosque (Valladares, 2003).

El microambiente lumínico, puede describirse por medio de la radiación directa, indirecta (la que pasa a través del dosel) y total. Estas mediciones conforman el Factor de Sitio Global (FSG) que es una medida de disponibilidad de luz importante para la latitud específica de cada sitio (Pearcy, 1989, Lieffers *et al.*, 1999).

APERTURA DE DOSEL

Los ecosistemas forestales poseen una estructura foliar denominada “dosel”, conformada por el conjunto de copas de los árboles. En general, el dosel forestal atenúa significativamente la cantidad de Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) que llega al piso forestal (Cabrelli *et al.*, 2006). Por otro lado, es ampliamente reconocido que bajo el dosel de un bosque se genera un microclima que se halla regulado por la cantidad y calidad de radiación solar que ingresa al mismo incrementando la heterogeneidad espacial y temporal (Canham *et al.*, 1990). Por lo tanto, la descripción de la estructura del dosel representa una herramienta valiosa para caracterizar la heterogeneidad ambiental (Cabrelli *et al.*, 2006).

Dentro de los parámetros vinculados con la estructura del follaje se puede mencionar la fracción de apertura de dosel (FAD) y el índice de área foliar (IAF).

Para este efecto la técnica de la fotografía hemisférica representa un mecanismo relativamente rápido y preciso para desarrollar estudios de esta naturaleza (Bellow y Nair, 2003; Valladares, 2004b).

OBJETIVOS

Este capítulo tiene como objetivo estimar la heterogeneidad ambiental del bosque de *Abies religiosa* y su relación con la estructura cuantitativa del estrato arbóreo a escala de unidad de paisaje y de parcela.

Los objetivos particulares son: a) estimar la heterogeneidad ambiental del bosque de *Abies*; b) conocer el efecto que tienen los factores abióticos sobre la densidad, cobertura, área basal y riqueza de los individuos arbóreos y c) conocer el efecto que tienen los factores abióticos sobre el valor de importancia de las especies arbóreas en ambas escalas.



MÉTODO

TRABAJO DE CAMPO

Se muestrearon 35 parcelas dentro de las 11 unidades de paisaje que abarcan una superficie de 2.18 ha, donde se registraron variables ambientales y variables estructurales de la vegetación arbórea.

VARIABLES AMBIENTALES

- ✿ **Coordenadas.** Para cada parcela se determinaron las coordenadas geográficas mediante un sistema de posicionamiento global (GPS Garmin).
- ✿ **Altitud.** La altitud se estableció con un altímetro Thommen (± 5 m).
- ✿ **Orientación.** Por medio de una brújula la orientación de ladera de cada parcela muestreada.
- ✿ **Pendiente.** La pendiente fue registrada con un clisímetro Suunto ($\pm 3^\circ$).
- ✿ **Luz.** Con ayuda de un Fotómetro Li-Cor se estimó la luz fotosintéticamente activa de cada parcela.
- ✿ **Temperatura.** La temperatura se midió con ayuda de un Termohidrómetro a nivel de suelo y a nivel de 1 m de altura.

- ✿ **Humedad.** De la misma forma, con ayuda del Termohidrómetro se calculó la humedad relativa de cada parcela, a nivel de suelo y a nivel de 1 m de altura.

Por otro lado se contó con datos digitales de temperatura y humedad registrados a través de Hobos durante el tiempo de muestreo en cada parcela para estimar su variabilidad.

- ✿ **Suelo.** Se tomaron cinco muestras de suelo a 20 cm de profundidad en cada parcela que se analizaron en el Laboratorio de Suelos del Colegio de Postgraduados de la Universidad de Chapingo. Se obtuvieron datos como el pH, conductividad eléctrica, porcentaje de materia orgánica, además de nitrógeno (% Kjeld), fósforo (Olsen ppm) y potasio (cmoles Kg^{-1}) disponibles.
- ✿ **Apertura de dosel.** Se calculó la fracción de apertura de dosel (FAD) y el factor de sitio global (FSG) a partir de fotografías hemisféricas tomadas con una cámara digital Nikon con un lente de 180° de campo de visión. La cámara fue montada en un tripie y nivelada previamente a la fotografía. Las fotografías fueron orientadas con el norte del lado superior de la imagen. Se utilizó el programa Gap Light Analyzer (Frazer *et al.*, 1999 y 2000) configurando las imágenes a un mismo radio y umbral de análisis (*threshold*). Se estimó el Factor de Sitio Directo (FSD; porcentaje de transmitancia directa), el Factor de Sitio Indirecto o Difuso (FSI; porcentaje de transmitancia difusa) y el Factor de Sitio Global (FSG; porcentaje de transmitancia total). Los factores de sitio directo e indirecto están definidos como la proporción de radiación directa o indirecta recibida bajo el dosel como una fracción de la recibida por encima del dosel (Rich, 1989; Matlaga y Horvitz, 2009). El Factor de Sitio Global (FSG) representa la proporción total de luz recibida en el sitio y puede ser calculada como:



$$FSG = \frac{FSD + FSI}{2}$$

El factor de sitio puede tener un rango porcentual desde 100 (cielo abierto) hasta 0 (obstrucción completa) (Canham *et al.*, 1990).

VARIABLES ESTRUCTURALES DE LA VEGETACIÓN ARBÓREA

Se utilizaron las variables antes calculadas: densidad, cobertura, área basal, riqueza y valor de importancia relativa por unidad (datos promedio de las parcelas 25 m²).

ESTIMACIÓN DE LA HETEROGENEIDAD DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

- ✿ **Evaluación de la heterogeneidad ambiental.** Una medida para estimar la heterogeneidad ambiental es el Coeficiente de Variación, el cuál se calculó para cada una de las variables ambientales. Este valor sirve para comparar las variabilidades de varios conjuntos de datos.

$$CV = \frac{S}{\bar{X}} \times 100$$

Este coeficiente toma en cuenta la proporción existente entre la media (\bar{x}) y la desviación estándar (s). (Stewart *et al.*, 2000; Terradas, 2001). Se elaboró una tabla con los valores mínimo, máximo, promedio, desviación estándar y coeficiente de variación de cada factor físico para toda la zona del bosque de *Abies religiosa*.

- ✿ **Relación entre los factores ambientales.** Se realizó un análisis de regresión múltiple para conocer la relación entre los factores ambientales con ayuda del programa Statistica 6.0 (Statsoft INC, 2001). Esto para saber si existían factores con tendencia similar y que pudieran ser descartados del análisis multivariado.

ESTIMACIÓN DE LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL DE LAS UNIDADES DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

- ✿ **Diferencias entre los factores físicos de las unidades de paisaje.** Se elaboró una tabla con los valores promedio de los factores físicos en cada unidad, así como su coeficiente de variación. Además se examinó la existencia de diferencias significativas entre los factores ambientales de las unidades de paisaje a través de un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía. Posteriormente se realizó una prueba de Tukey HSD con el programa Statistica 6.0 (Statsoft INC, 2001).

Por otro lado se analizó la fracción de apertura de dosel (FAP) y el factor de sitio global (FSG) por unidad de paisaje.



- ✿ **Estimación de la heterogeneidad ambiental dentro de las unidades de paisaje.** Se construyó una matriz con los datos de los factores físicos de cada parcela por unidad de paisaje. Con el programa PC-ORD 5.1 (McCune y Mefford, 2006) se obtuvo la clasificación (TWINSPAN) de estas parcelas para conocer cuáles sitios son más similares en sus condiciones ambientales.

RELACIÓN DE LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL CON LA ESTRUCTURA CUANTITATIVA DEL ESTRATO ARBÓREO

✿ Métodos multivariados.

Clasificación. El objetivo principal del análisis de clasificación es el de agrupar entidades de acuerdo a las relaciones que existen entre ellas. En las de tipo jerárquico, el dendrograma obtenido muestra que las entidades similares se encuentran en un mismo grupo indicando relaciones entre ellas (Zavala, 1986; Becker *et al.*, 1998). Existen dos métodos jerárquicos, los aglomerativos y los divisivos. El Método Divisivo utilizado fue el Análisis de Especies Indicadoras de Dos Vías (TWINSPAN) ya que clasifica al mismo tiempo las muestras (unidades de paisaje) y los atributos (especies o variables ambientales). Para realizarlo se utilizó el programa PC-ORD 5.10 (McCune y Mefford, 2006) con los datos de las variables ambientales utilizando el método de distancia Euclidiana y el Método de Ward.

Ordenación. En ecología de comunidades es común el uso del Análisis de Correspondencia Canónica (McCune y Mefford, 2006) que consiste en la ordenación de una matriz de datos (unidades de muestreo x especies) mediante una regresión lineal múltiple con variables de otra matriz (unidades de muestreo x variables ambientales) bajo la hipótesis de una respuesta unimodal para las variables (Ter Braak, 1987). Esto permite interpretar la relación ambiente-organismos y conocer si las variables abióticas registradas son explicativas y a qué grado. De este modo es posible detectar gradientes de factores ambientales en relación con las especies presentes. En teoría, el método de CCA (Canonical Correspondence Analysis) permite separar las especies según sus nichos ecológicos y construye gradientes sintéticos de ordenación. Estos gradientes pueden o no concordar con gradientes ambientales, combinar diferentes factores ambientales o referirse a gradientes aún no identificados (Becker *et al.*, 1998). El CCA coloca las especies, las unidades de muestreo y los factores ambientales en un sistema de coordenadas de los principales gradientes. El grado de poder explicativo de los gradientes se expresa por su raíz característica (valor “eigen”). La especie se ubican de acuerdo con su incidencia en las unidades de muestreo y los factores ambientales cuantitativos se ubican por sus correlaciones vectoriales con los ejes principales (Becker *et al.*, 1998).

Se elaboraron dos matrices de datos que contenían los valores de estructura del estrato arbóreo: densidad, cobertura, área basal y riqueza por unidad de paisaje así como una matriz con el valor de



importancia promedio de las especies. Por otro lado se elaboró otra matriz con las variables ambientales (altitud, pendiente, temperatura del ambiente, temperatura del suelo, humedad relativa, luz a 0 m y a 1 m, fracción de apertura de dosel, factor de sitio global, características del suelo, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio) por unidad de paisaje. El CCA se realizó con el programa PC-Ord 5.1 (McCune y Mefford, 2006).

RESULTADOS

ESTIMACIÓN DE LA HETEROGENEIDAD DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*

En general existe una variación perceptible en todas las variables ambientales evaluadas. Las características del suelo tuvieron valores con alta variabilidad en toda la zona del bosque de *Abies*. Los factores con mayor coeficiente de variación (C.V.%) fueron: la conductividad eléctrica y los niveles de potasio (K) (Tabla 6). La pendiente, la temperatura del suelo y la luz en ambos presentaron un C.V. considerable. La altitud fue un factor que registró un C. V. menor.

Tabla 6. Coeficientes de variación de los factores ambientales de la zona del Bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.

VARIABLES	MÍNIMO	MÁXIMO	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	COEFICIENTE DE VARIACIÓN (%)
Altitud (m s. n. m.)	2435	3600	3219.80	222.13	6.9
Pendiente (°)	8.00	50.00	21.50	9.90	46.0
Temperatura Ambiente (°C)	13.50	24.00	17.71	2.51	14.2
Temperatura Suelo (°C)	5.85	18.25	10.46	2.91	27.8
Humedad Relativa (%)	38.50	96.00	68.18	12.17	17.8
Luz a nivel del suelo (μmoles)	79.25	281.83	176.17	44.55	25.3
Luz a nivel de 1 m (μmoles)	179.27	582.63	352.87	94.86	26.9
Suelo Ph 1:2 H2O	4.52	5.98	5.30	0.38	7.2
Suelo C. E. 1:5 H2O mmhos/cm dS m-	0.10	1.19	0.35	0.25	71.4
Suelo M.O. (%) Walkley - Black	13.21	32.11	20.00	5.06	25.3
Suelo N (%) Kjeld	0.40	1.07	0.66	0.16	24.2
Suelo P Olsen ppm	8.00	17.10	10.95	2.35	21.5
Suelo K (cmoles+Kg -1)	0.37	1.9	0.73	0.29	39.7

La correlación entre los factores ambientales mostró que la temperatura ambiental y la temperatura de suelo presentan un coeficiente de correlación significativo, al igual que la fracción de apertura de dosel (FAD) y el factor de sitio global (FSG). Estos dos últimos también tiene una relación significativa negativa con la temperatura de suelo. La luz a nivel de 1 m tiene una correlación negativa con la temperatura del ambiente y una correlación positiva con la temperatura de suelo, lo cual es similar con la luz a nivel de 0 m. Los demás factores ambientales no presentan ninguna correlación significativa (ver Tabla 7 y Figura 28).



Tabla 7. Coeficientes de correlación de los factores ambientales de la zona del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena*.

Variables	Coeficientes de correlación entre los factores ambientales								
	Pend.	Temp. a.	Temp. s.	Hum. Rel.	Luz 0 m	Luz 1 m	FAD	FSG	Alt.
Pend.	1.00	-0.24	-0.05	0.48	-0.35	0.17	-0.06	-0.12	-0.41
Temp. a.		1.00	0.83	-0.07	-0.52	-0.60	-0.31	-0.36	-0.04
Temp. s.			1.00	0.28	0.52	0.57	-0.69	-0.74	-0.25
Hum. Rel.				1.00	-0.15	-0.23	-0.32	-0.42	-0.04
Luz 0 m					1.00	0.30	0.31	0.42	0.49
Luz 1 m						1.00	0.40	0.48	-0.10
FAD							1.00	0.96	0.34
FSG								1.00	0.31
Alt.									1.00

*En negro se muestran los valores más altos de correlación y en rojo los valores más bajos.

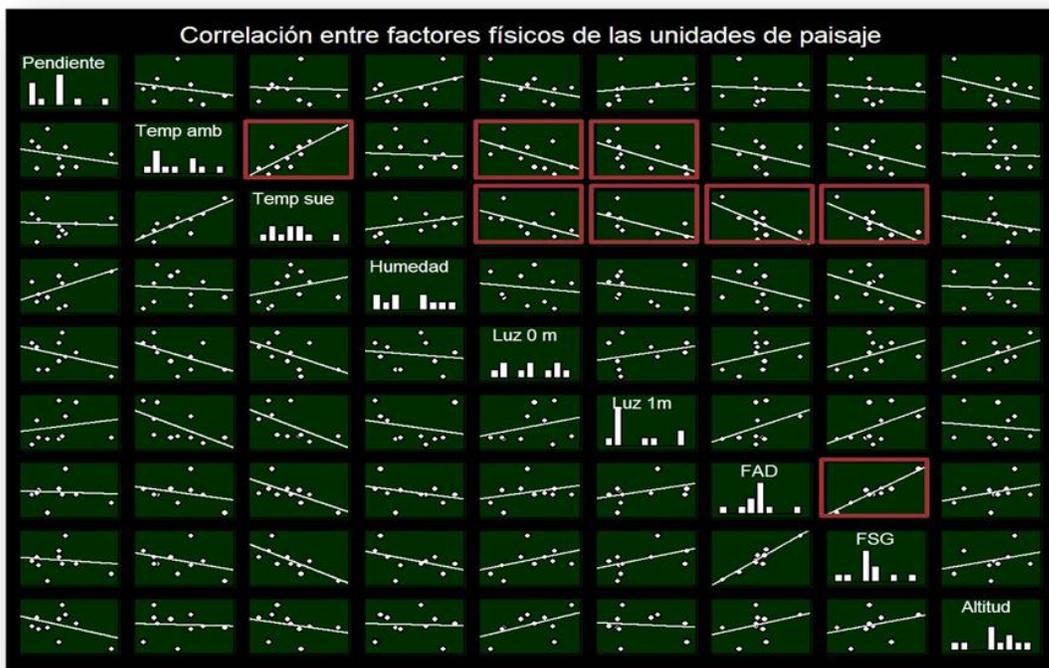


Figura 28. Gráficas de correlación entre los factores ambientales, en rojo se muestran las gráficas que mostraron un coeficiente de correlación significativo.

Se consideró que no existen factores con valores muy similares, resultado que evita que alguno fuera descartado del análisis multivariado pues todos brindan información diferente.

ESTIMACIÓN DE LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL DE LAS UNIDADES DEL BOSQUE DE *ABIES RELIGIOSA*



Diferencia entre los factores físicos de las unidades de paisaje. Las unidades de paisaje presentan diferencias en la magnitud de los factores ambientales. En la tabla 8 se puede observar la magnitud de los valores registrados en cada unidad. En el *Anexo 4* se realiza una descripción más detallada de los factores ambientales por cada unidad de paisaje.

Tabla 8. Factores ambientales registrados en las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena*.

UNIDAD DE PAISAJE	ALTITUD (m s. n. m.)	PENDIENTE (°)	TEMP. AMB (°C)	TEMP. SUELO (°C)	HUMEDAD REL (%)	LUZ 0 m (μmoles)	LUZ 1 m (μmoles)	FAD (%)	FSG (%)
1	3150	17.0	21.5	17.4	60.8	139.20	324.20	5.40	12.28
2	3120	14.3	19.0	12.1	62.3	137.60	327.50	13.40	21.31
3	2900	21.0	15.6	8.0	54.3	200.80	443.07	14.20	29.00
4	2800	39.0	18.1	12.3	75.9	123.28	329.41	8.96	16.25
6	3170	11.8	19.8	13.6	70.3	200.50	308.90	12.06	23.37
7	3200	27.2	16.6	10.9	79.7	176.00	439.90	12.19	21.92
8	3280	21.4	17.5	10.5	73.2	159.60	324.79	13.92	26.07
9	3300	13.6	16.3	6.7	58.1	189.60	382.74	12.51	25.77
10	3350	23.5	19.0	8.5	56.0	169.40	394.57	20.82	37.34
11	3500	22.4	16.4	9.2	69.1	222.40	332.64	12.26	22.00
PROMEDIO	3177.0	21.1	18.0	10.9	66.0	171.8	360.8	12.6	23.5
DESV. EST.	206.4	8.0	1.9	3.1	8.9	32.1	50.4	3.9	6.8
COEF. DE VAR. %	6.5	37.7	10.3	28.6	13.4	18.7	14.0	31.2	29.1

*Se presentan los valores promedio, la desviación estándar y el coeficiente de variación.

En la Figura 29 se presentan las fotografías hemisféricas y fotografías normales de los sitios muestreados. Se puede apreciar la diferencia en la densidad y la distribución espacial de los individuos arbóreos que se refleja en las diferencias en la fracción de apertura de dosel y el factor global de sitio en las unidades de paisaje dando como resultado un paisaje con una alta heterogeneidad lumínica.

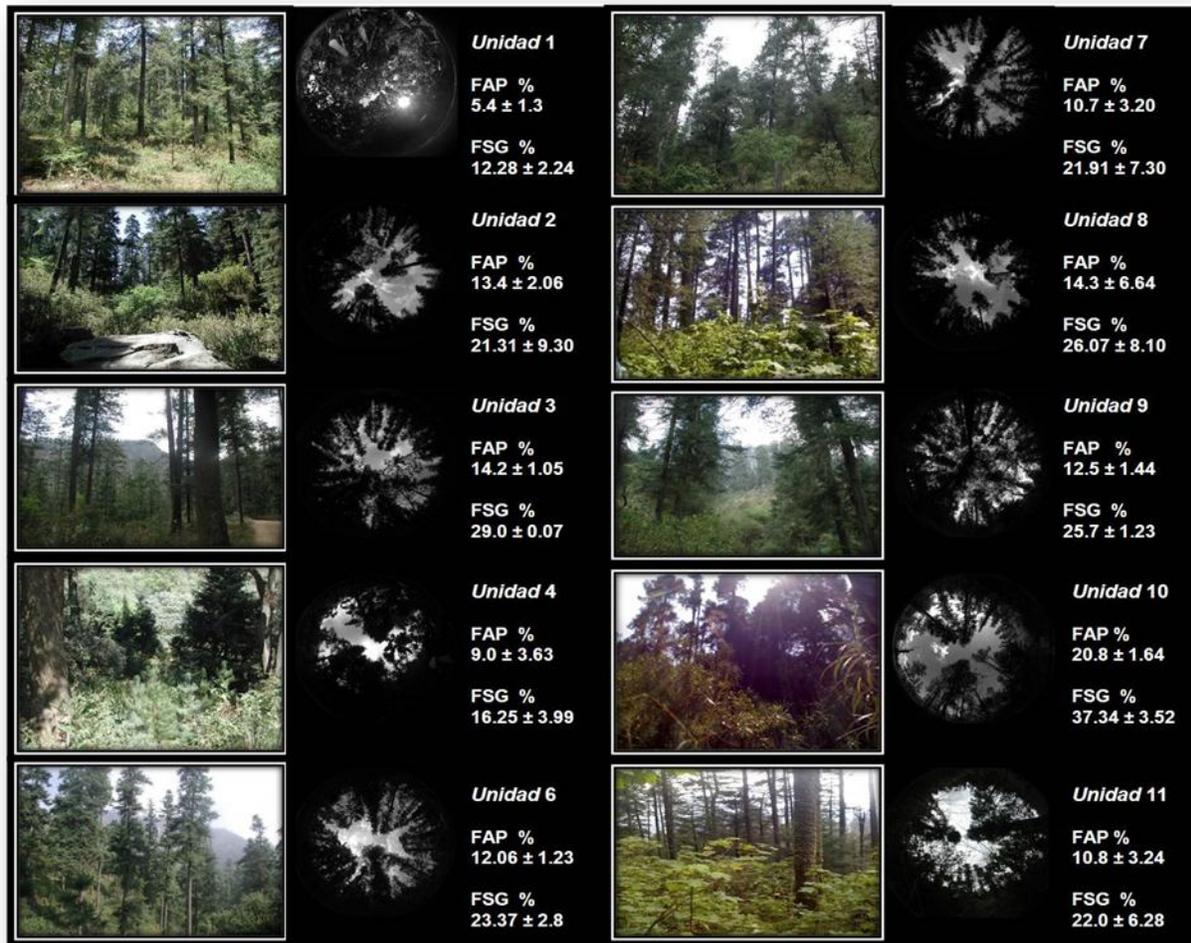


Figura 29. Heterogeneidad lumínica en las diferentes unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena. En cada caso se muestra una foto del aspecto de la vegetación, una fotografía hemisférica del dosel, datos de la fracción de apertura del dosel (FAD %) y los datos de factor de sitio global (FSG %) ± su Desviación Estándar respectivamente.

El análisis de varianza de una vía (ANDEVA) indicó que las unidades de paisaje presentan diferencias significativas notables en sus factores ambientales y por lo tanto que no existen dos unidades que la prueba de Tukey ($p < 0.05$) coloque a sus factores ambientales en el mismo grupo. También es posible apreciar que dentro de algunas unidades la variabilidad de sus factores ambientales es mayor que en otras (dependiendo de la magnitud del error estándar y la desviación estándar) tal y como se muestra en la Figura 30. En este apartado también es posible advertir que existe heterogeneidad ambiental entre las unidades de paisaje y dentro de ellas.

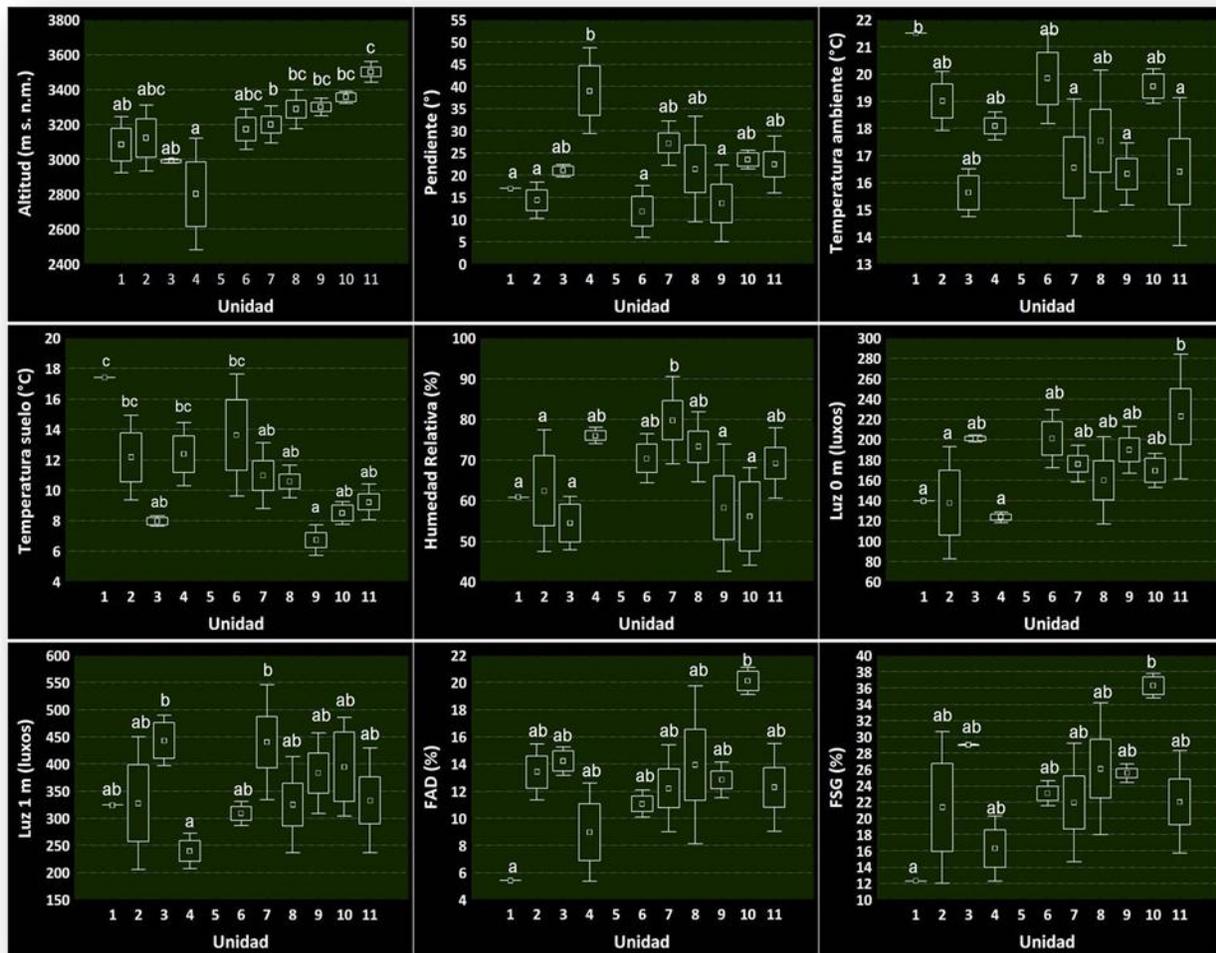


Figura 30. Comparación de los factores ambientales entre las unidades de paisaje del Bosque de *Abies religiosa*. Los puntos centrales representan la media, la caja representa el error estándar (\pm E.E.) y las barras indican la desviación estándar (\pm D.S.). Se observan diferencias significativas entre los grupos en las cuatro variables (ANDEVA de una vía, $p < 0.05$). Los grupos con la misma letra no difieren significativamente.

Por otro lado se realizó la misma prueba (ANDEVA y prueba de Tukey $p < 0.05$) para las características del suelo por unidad de paisaje: pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (M. O.), nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) en los cuáles se vuelve a apreciar diferencias significativas en los factores ambientales que se registran entre las unidades de paisaje (Figura 31). Se identifican algunos patrones de la distribución de los datos de estas variables (promedio, desviación estándar y error estándar) ya que a un nivel general a medida que aumenta el número de la unidad, aumenta la altitud y ésta variable puede tener relación negativa con el pH y el fósforo o una relación positiva con la conductividad, materia orgánica y el nitrógeno.

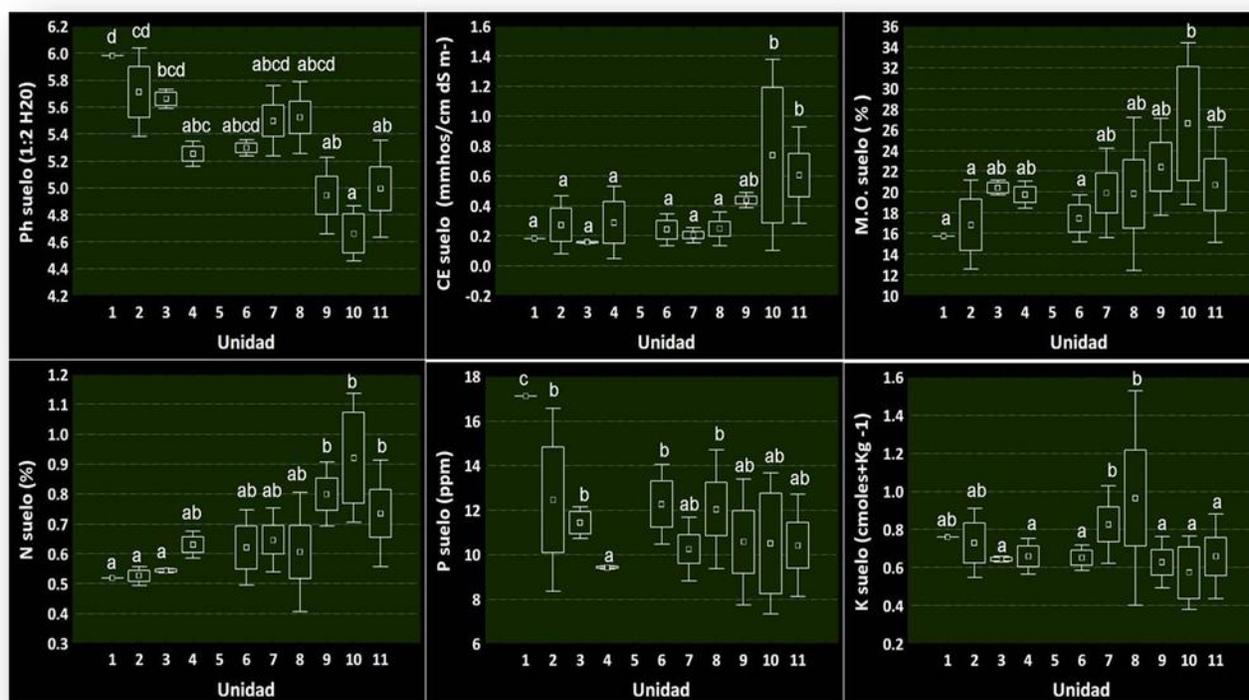


Figura 31. Comparación de las características del suelo entre las unidades de paisaje del Bosque de *Abies religiosa*. Los puntos centrales representan la media, la caja representa el error estándar (\pm E.E.) y las barras indican la desviación estándar (\pm D.S.). Se observan diferencias significativas entre los grupos en las cuatro variables (ANDEVA de una vía, $p < 0.05$). Los grupos con la misma letra no difieren significativamente.

Estimación de la heterogeneidad ambiental dentro de las unidades de paisaje. El análisis TWINSpan de las unidades con los factores ambientales se muestra en la Figura 32. En el dendrograma de las unidades de paisaje se distinguen dos grupos a un nivel de corte del 50% de información remanente. El primer grupo está conformado por U1, U2, U6, U7, U8, U9, U10 y U11. El segundo grupo se encuentra formado por U3 y U4. Para el primer grupo es posible que su arreglo se deba a una cuestión de similitud en sus variables ambientales debido a su cercanía espacial y la altitud, ya que por lo general son unidades adyacentes. Sin embargo, el segundo grupo está separado debido a sus diferencias en los factores ambientales.

Por otro lado, se puede observar que en el dendrograma que pertenece a los factores ambientales se conforman dos grupos importantes a un nivel de corte de 25% de la información remanente. El primer grupo está conformado por altitud, pendiente, temperatura ambiental, temperatura de suelo, humedad, pH del suelo, fósforo y potasio. El segundo grupo está integrado por luz al nivel de 0 m, luz al nivel de 1 m, fracción de apertura de dosel y factor global de sitio, además de la materia orgánica, conductividad eléctrica y nitrógeno. Es posible que la organización del primer grupo se deba a un gradiente altitudinal y el segundo grupo podría



tener relación indirecta con la estructura de la vegetación, pues de ello depende la luz recibida, la materia orgánica y los niveles de nitrógeno.

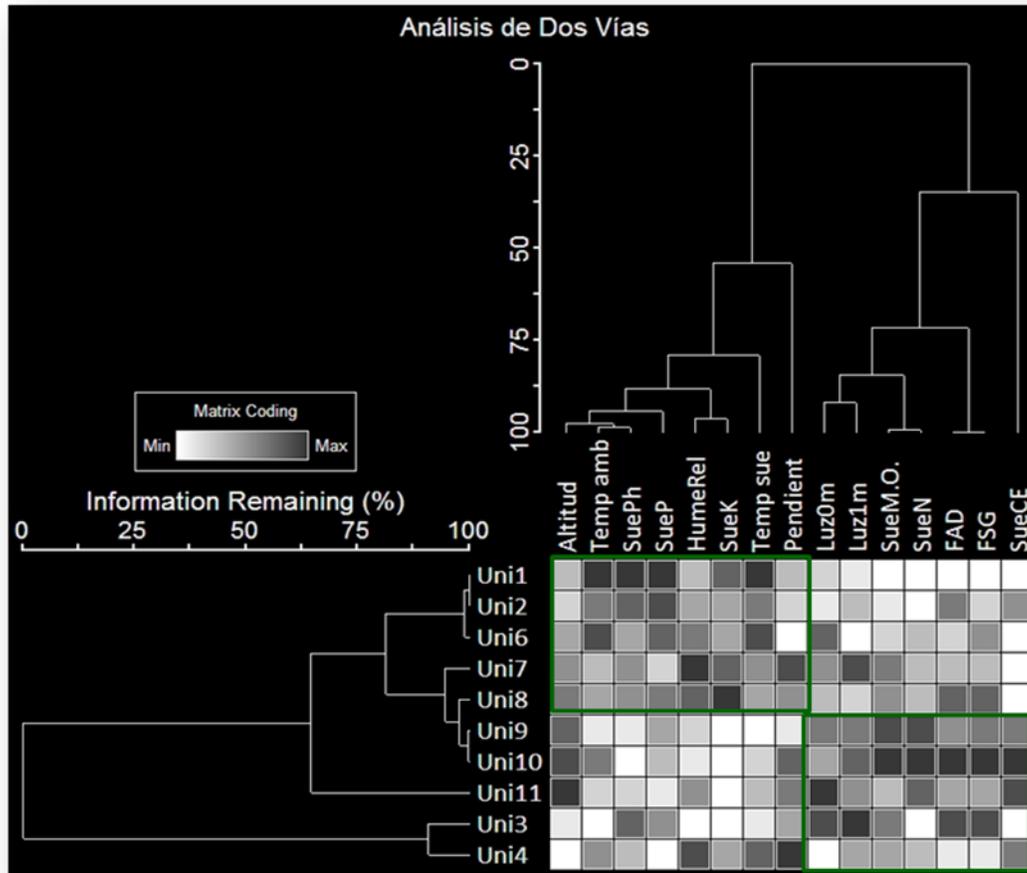


Figura 32. Dendrogramas del Análisis de Dos Vías (TWINSPAN) de las unidades de paisaje y sus factores ambientales.

A esta escala espacial es posible detectar patrones en relación a los factores ambientales que tienen que ver con el arreglo de las unidades muestrales pero, que a un nivel más detallado puede ser posible que se conserven o modifiquen. Al elaborar el dendrograma con las parcelas del bosque de *Abies religiosa* a una escala más fina (Figura 33) se puede apreciar que, en general, las variables ambientales conforman los mismos dos grupos mencionados anteriormente.

Sin embargo se observa que en la agregación de parcelas existen discontinuidades ambientales que las separan e incluso de la unidad a la que pertenecen, indicando que a esta escala menor la “homogeneidad” apreciada a mayor escala desaparece encontrando una mayor heterogeneidad a una escala fina.

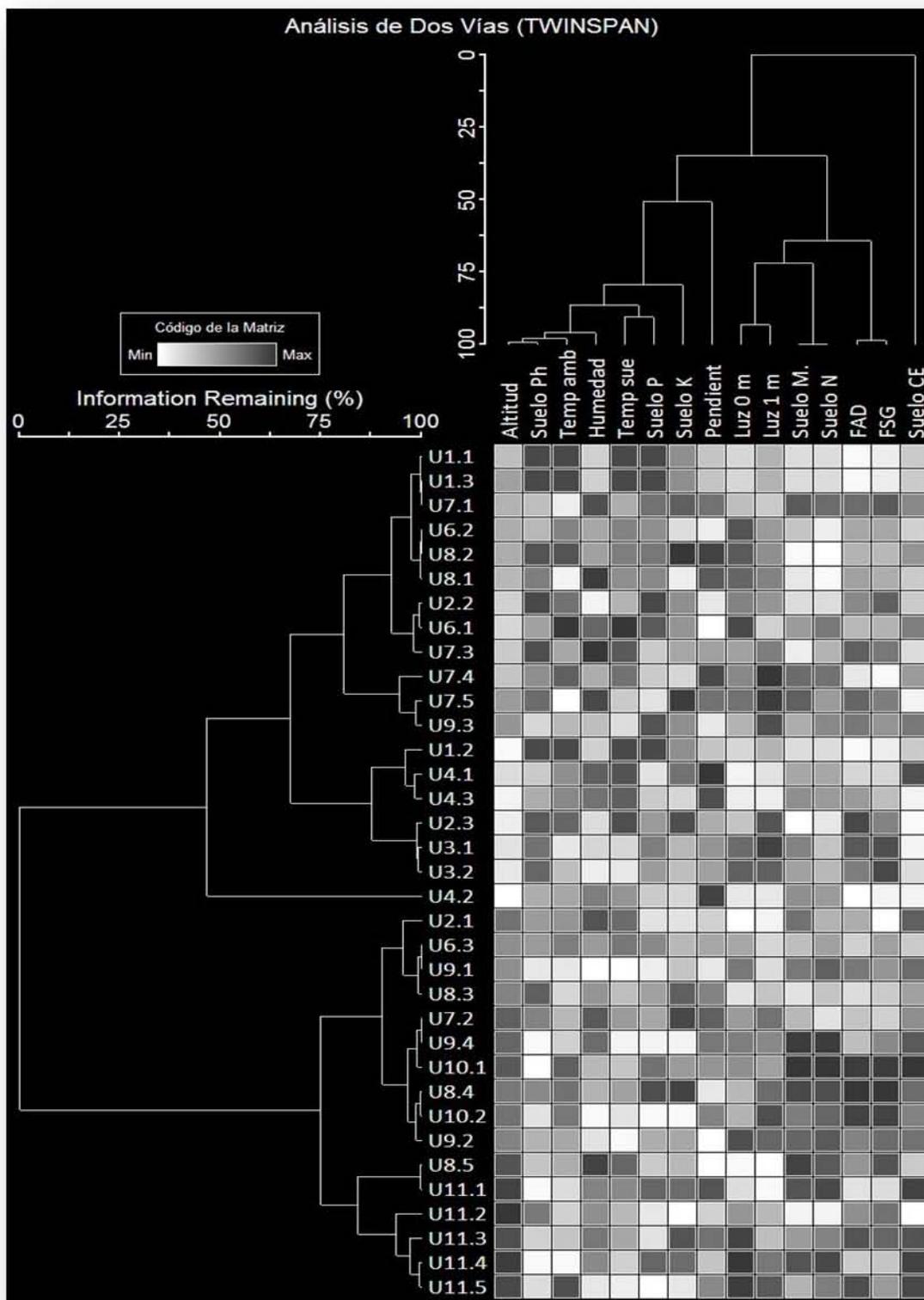


Figura 33. Dendrogramas del Análisis de Dos Vías (TWINSpan) de las parcelas de cada unidad y sus factores ambientales.



RELACIÓN DE LA HETEROGENEIDAD AMBIENTAL CON LA ESTRUCTURA CUANTITATIVA DEL ESTRATO ARBÓREO

La Figura 34 muestra la ordenación de las variables ambientales y las variables estructurales obtenida a partir del Análisis Canónico de Correspondencia (CCA). Los valores “eigen” para los dos primeros ejes (eje 1 y eje 2) son 0.01 y 0.04 respectivamente, los cuales son valores bajos. La correlación entre las variables ambientales y la estructura para los tres ejes es significativa, además se registró un total del 97.8% de la varianza explicada por los datos de la estructura en los dos primeros ejes. La correlación estructura-factores ambientales (Pearson) fue de 1.00.

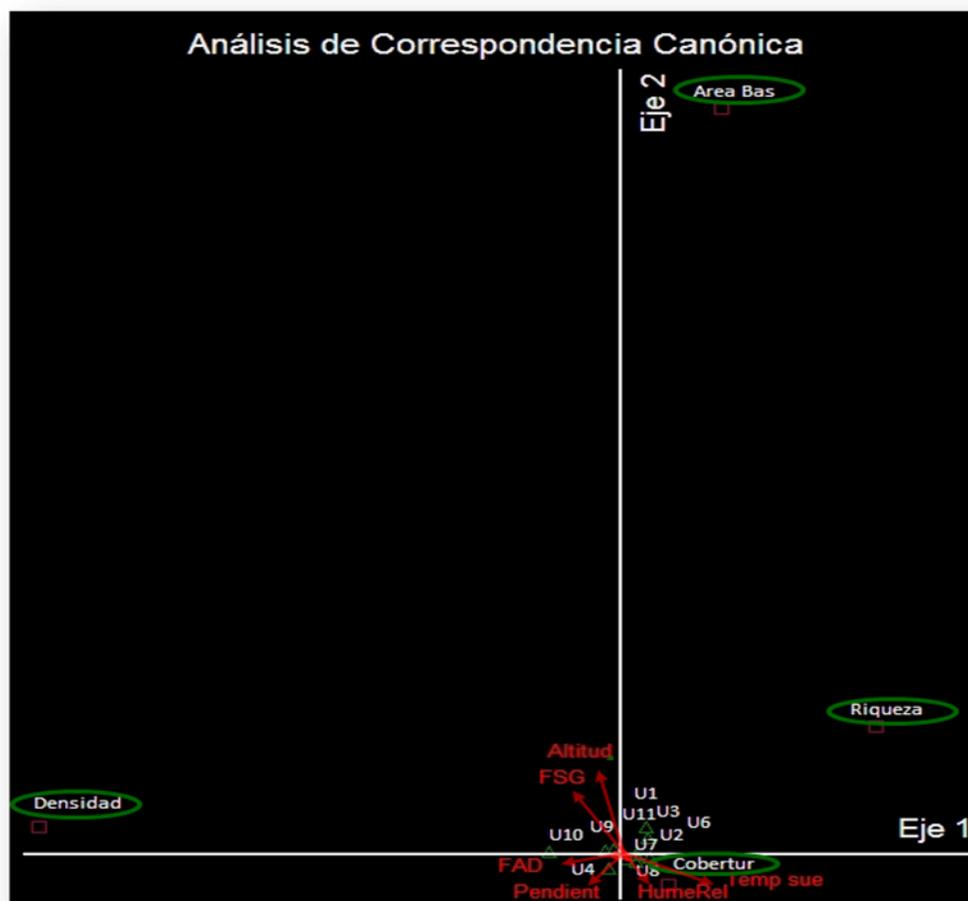


Figura 34. Análisis de Correspondencia Canónica de las variables ambientales en relación a las variables estructurales de las unidades de paisaje.

Las variables ambientales con mayor correlación positiva con el primer eje fueron la temperatura del suelo (0.54) y la humedad relativa (0.41) y las variables con mayor correlación negativa para el mismo eje fueron la fracción de apertura de dosel FAD (-0.60), el factor de sitio global FSG (-0.59), la altitud (-0.29) y



la pendiente (-0.20). Para el segundo eje los factores que presentaron una mayor correlación positiva fue la altitud (0.36), y el factor de sitio global FSG (0.09) y las variables con una mayor correlación negativa fueron la humedad relativa (-0.68), la pendiente (-0.51), la fracción de apertura de dosel FAD (-0.09) y la temperatura de suelo (-0.04).

En relación a las variables estructurales en la Figura 34 indica que la ubicación de la cobertura señala que tiene relación con la variación de la temperatura de suelo y la humedad relativa. La riqueza y el área basal se sitúan entre los factores temperatura del suelo y el factor de sitio global. Y la ubicación de la densidad señala que existe una relación con el factor altitud, el factor de sitio global y la fracción de apertura de dosel.

Los datos aleatorios generados con permutaciones Monte Carlo indican que la correlación entre las variables estructurales, las variables ambientales y los dos ejes de la ordenación, son significativas ($p < 0.002$), indicando que los resultados obtenidos con el análisis no se deben al azar y el diagrama de ordenación proporciona una representación significativa de la distribución de las variables estructurales y las variables ambientales.

La Figura 35 muestra ahora la ordenación de las especies y las variables ambientales (CCA). Los valores “eigen” para los tres ejes (eje 1, 2 y 3) son 0.21, 0.18 y 0.15 respectivamente. La correlación entre las variables ambientales y las especies para los tres ejes es significativa; además, se registró para el eje 1 un 27.4%, para el eje 2 un 23.7% y para el eje 3 un 19.2% lo que da un total de 70.3% de la varianza explicada en la distribución de especies arbóreas. La correlación especies-factores ambientales (Pearson) fue también de 1.00.

La variable ambiental con mayor correlación positiva con el primer eje fue la altitud (0.47) y las variables con mayor correlación negativa para el mismo eje fueron la humedad relativa (-0.57) y la luz a nivel de 1 m (-0.03). Para el segundo eje ningún factor presentó una correlación positiva, sin embargo las variables con una mayor correlación negativa fueron la luz a 1 m (-0.63), la humedad relativa (-0.35) y la altitud (-0.27).

En relación a las especies se observa en la Figura 35 que la ubicación de *Abies religiosa*, *Buddleia cordata*, *Pinus montezumae* y *Pinus hartwegii* señala que su valor de importancia está relacionado a la variación de la altitud principalmente. Las especies *Quercus rugosa*, *Pinus ayacahuite* y *Ceanothus coeruleus* están más relacionadas con la humedad relativa y la ubicación de *Prunus serotina*, *Salix paradoxa* y *Sambucus nigra* señala que existe una relación con la humedad relativa y la luz a nivel de 1 m.

La prueba de Monte Carlo indica que la correlación entre las especies, las variables ambientales y los dos ejes de la ordenación, son significativas ($p < 0.05$).

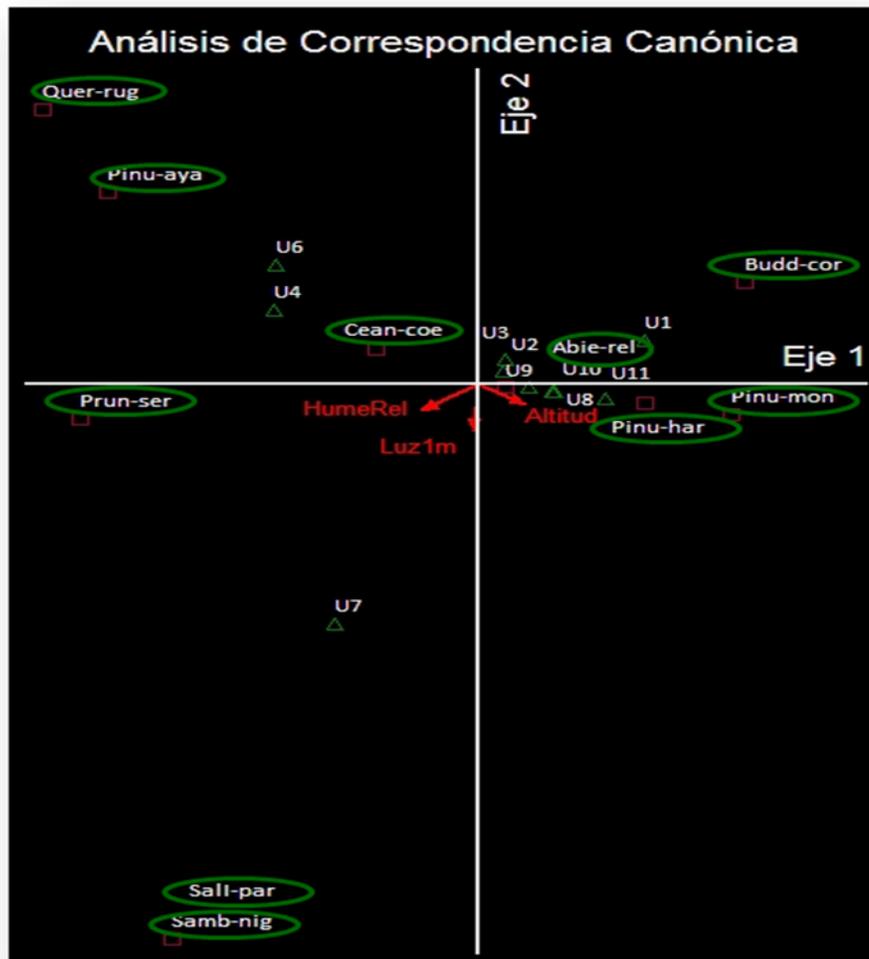


Figura 35. Análisis de Correspondencia Canónica de las especies arbóreas en relación a las variables ambientales de las unidades de paisaje (Eje 1 y Eje 2).

La Figura 36 muestra la misma ordenación de las especies y las variables ambientales (CCA) pero con los ejes 1 y 3. En este caso las variables ambientales con mayor correlación positiva con el primer eje fueron la altitud (0.47), el factor de sitio global FSG (0.15) y la fracción de apertura de dosel FAD (0.10), y las variables con mayor correlación negativa para el mismo eje fueron la humedad relativa (-0.57) y la temperatura del suelo (-0.09). Para el tercer eje la variable con mayor correlación positiva es la temperatura del suelo (0.57) y las variables con una mayor correlación negativa fueron la fracción de apertura de dosel FAD (-0.61), el factor de sitio global (-0.52), la altitud (-0.30) y la humedad relativa (-0.19).

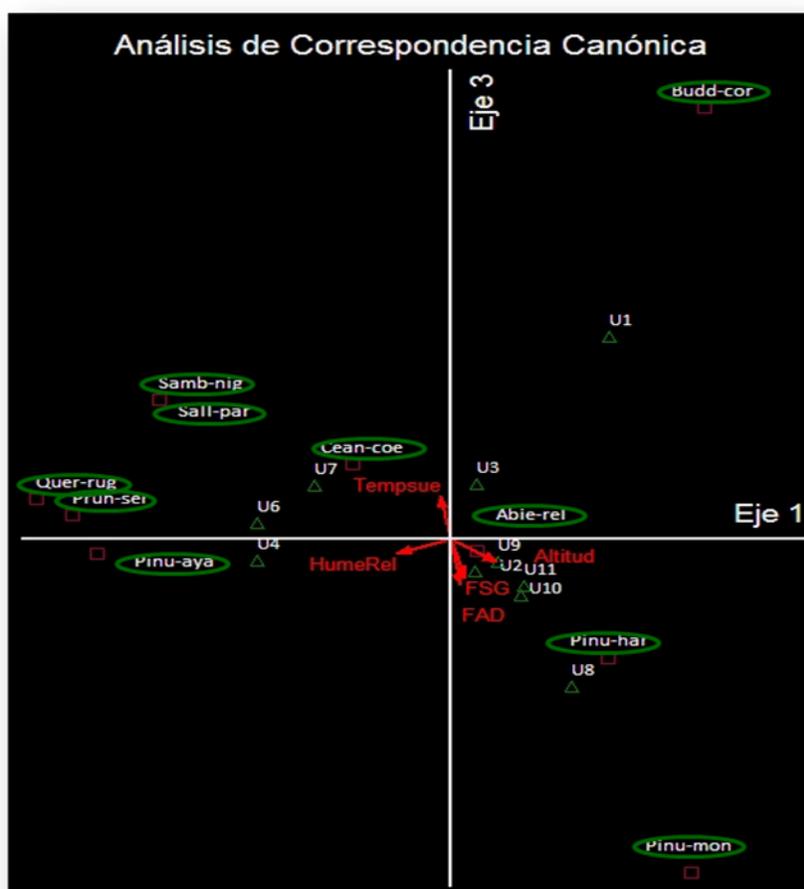


Figura 36. Análisis de Correspondencia Canónica de las especies arbóreas en relación a las variables ambientales de las unidades de paisaje (Eje 1 y Eje 3).

La Figura 37 muestra la ordenación de las variables estructurales y las variables ambientales pero a escala de parcela. Los valores “eigen” para los dos primeros ejes (eje 1 y eje 2) son 0.02 y 0.006 respectivamente, los cuales son valores muy bajos. Sin embargo se registró un total de 53.8% de la varianza explicada por los datos de estructura en los dos primeros ejes, valor que es considerable. La correlación estructura-factores ambientales (Pearson) fue de 0.78.

Las variables ambientales con mayor correlación positiva con el primer eje fueron características del suelo: la conductividad eléctrica (0.70), la materia orgánica (0.62) y el nitrógeno (0.61), y las variables con mayor correlación negativa para el mismo eje fueron el pH del suelo (-0.59), la luz a nivel de 1 m (-0.40), fósforo (-0.22) y la temperatura del suelo (-0.19).

Para el segundo eje los factores que presentaron una mayor correlación positiva fue la luz a nivel de 1 m (0.17) y el pH del suelo (0.07) y las variables con una mayor correlación negativa fueron la temperatura del



suelo (-0.42), el fósforo (-0.27), la materia orgánica (-0.15), el nitrógeno (-0.09) y la conductividad eléctrica C.E. (-0.03).

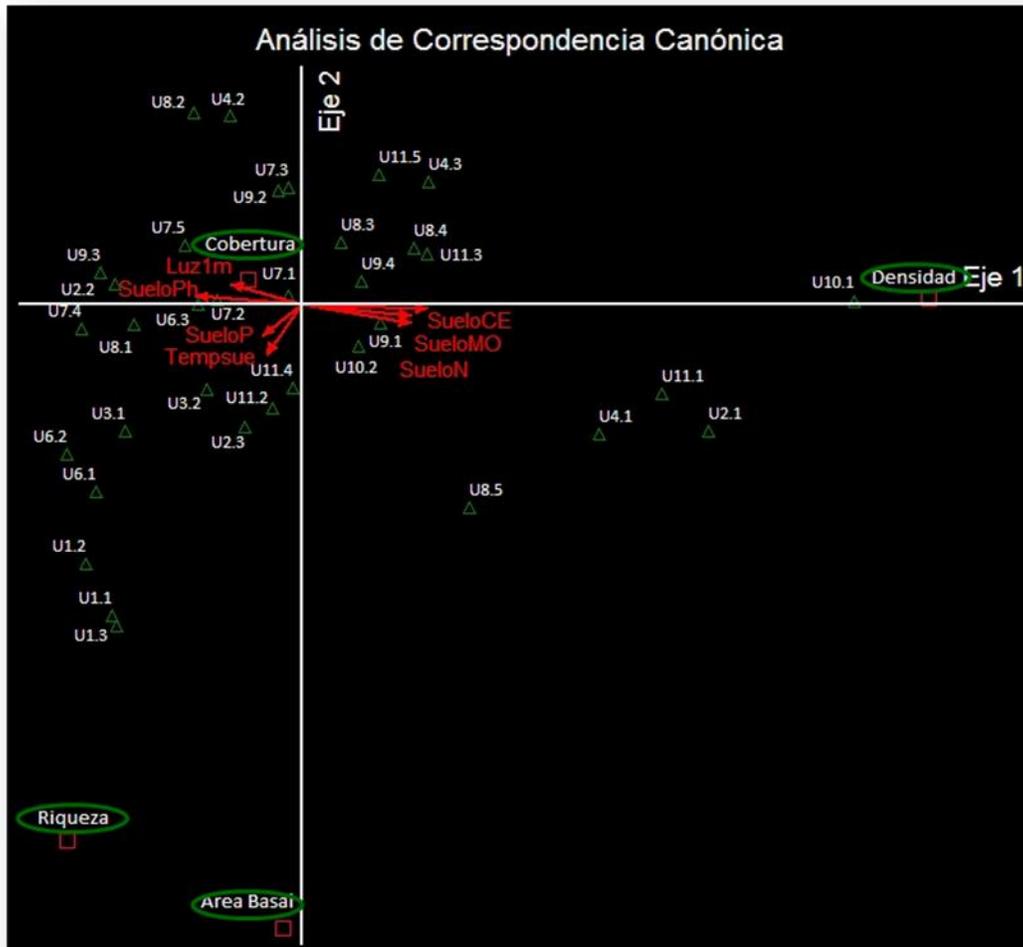


Figura 37. Análisis de Correspondencia Canónica de las variables ambientales en relación a las variables estructurales de las parcelas en las unidades de paisaje.

En relación a las variables estructurales se observa en la Figura 37 que la ubicación de la densidad señala que está determinada por la variación principalmente de las características del suelo, la materia orgánica, la conductividad eléctrica y el nitrógeno. La cobertura se sitúa entre los factores luz a nivel de 1 m y pH del suelo. Y la ubicación de la riqueza y el área basal se sitúan entre los factores temperatura del suelo y fósforo. Ya estas variables se habían relacionado a nivel de escala de unidad con la temperatura del suelo.

La prueba de Monte Carlo indica que la correlación entre las especies, las variables ambientales y los dos ejes de la ordenación, son significativas ($p < 0.03$).



La Figura 38 muestra ahora la ordenación de las especies y las variables ambientales a escala de parcela (CCA). Los valores “eigen” para los dos ejes (eje 1 y 2) son 0.14 y 0.12, que son muy bajos. La correlación entre las variables ambientales y las especies para los dos ejes fue significativa, además se registró un 8.7% y 7.1% (eje 1 y eje 2 respectivamente) dando un total de 15.8% de la varianza explicada en la distribución de especies arbórea, valor que es muy bajo. La correlación especies-factores ambientales (Pearson) fue de 0.73.

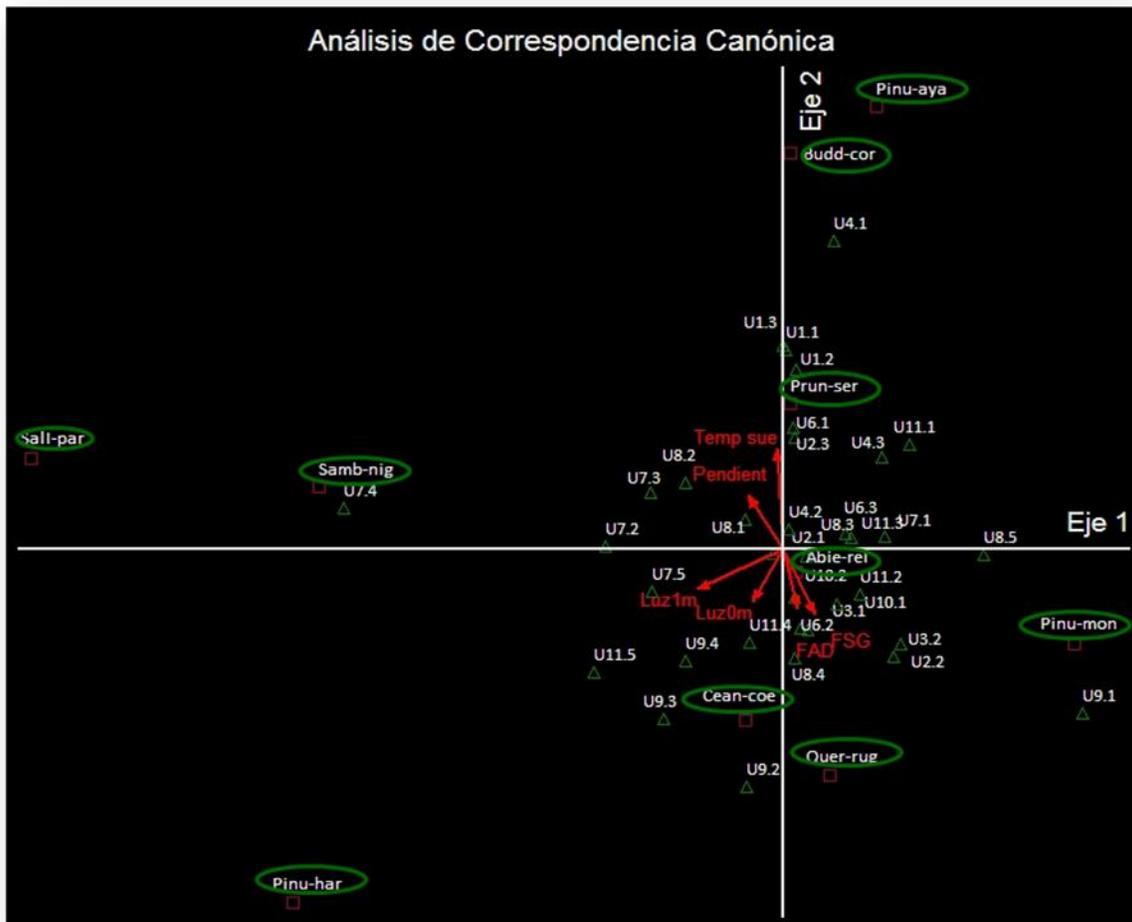


Figura 38. Análisis de Correspondencia Canónica de las variables ambientales en relación a las especies arbóreas de las parcelas en las unidades de paisaje.

Las variables ambientales con mayor correlación positiva con el primer eje fueron, el factor de sitio global (0.25) y la fracción de apertura de dosel (0.12); las variables con mayor correlación negativa para el mismo eje fueron la luz a nivel de 1 m (-0.68), la pendiente (-0.27), la luz a nivel de 0 m (-0.24) y la temperatura del suelo (-0.04). Para el segundo eje las variables con mayor correlación positiva fueron la temperatura del suelo (0.86) y la pendiente (0.47), y las variables con una mayor correlación negativa fueron



el factor de sitio global (-0.56), la fracción de apertura de dosel (-0.15), la luz a 0 m (-0.45) y la luz a 1 m (-0.33).

En relación a las especies se observa en la Figura 38 que la ubicación de *Pinus ayacahuite*, *Buddleia cordata* y *Prunus serotina* señala que su valor de importancia está determinado por la variación de la temperatura del suelo, mientras que *Abies religiosa*, *Pinus montezumae* y *Quercus rugosa* están más relacionadas con la fracción de apertura de dosel y el factor de sitio global. Por otra parte, la ubicación de *Ceanothus coeruleus* y *Pinus hartwegii* indica que están relacionadas con el factor luz. Por último las especies *Salix paradoxa* y *Sambucus nigra* están más relacionadas con la variación en la pendiente.

La prueba de Monte Carlo indica que la correlación entre las especies, las variables ambientales y los dos ejes de la ordenación, son significativas ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN

La heterogeneidad ambiental del bosque de *Abies religiosa* estimada a través del coeficiente de variación de las variables ambientales demuestra que las condiciones físicas se modifican de un sitio a otro. Las variables que más variabilidad mostraron fueron algunas características de suelo como: la conductividad eléctrica y los niveles de potasio. La pendiente, la temperatura del suelo y la luz a nivel de 0 y 1 m también registraron un alto C.V. Sin embargo se esperaba una mayor variación en las variables ambientales pues el coeficiente de variación de todas osciló sólo entre el 15 y 30%. De hecho el factor altitud es una variable que a criterio personal debió de haber presentado una variación significativa; sin embargo el C. V. obtenido fue el más bajo. Para este efecto existe alguna restricción posible para que la variación de las unidades de la altitud (m s. n. m.) no sea perceptible por el C. V. ya que en un estudio anterior realizado en un sitio de topografía accidentada el resultado fue el mismo (Santibáñez, 2005).

Por otro lado, al realizar la correlación entre los factores ambientales para evitar efectos de multicolinealidad se encontró que la temperatura ambiental y la temperatura del suelo guardaron una relación estrecha al igual que la fracción de apertura de dosel con el factor de sitio global. Ambos casos eran esperados; sin embargo también se esperaba que la luz a nivel de 1 m tuviera una relación estrecha con la luz a nivel de suelo. Por lo demás ninguna de las demás variables tuvo relación estrecha con otra, en el caso de que se descartaran algunas variables que tuvieran la misma relevancia, así que para los posteriores análisis se determinó utilizar todas las variables ya que cada una nos reflejó información diferente.



La estimación de la heterogeneidad ambiental por unidad de paisaje demuestra que existen diferencias muy marcadas respecto a sus condiciones ambientales. No existen unidades con valores semejantes en sus variables, de hecho esto se corrobora más adelante con los resultados del análisis de varianza de una vía (ANDEVA).

Es importante mencionar que debido a que dentro de cada unidad se muestrearon parcelas con distinta orientación de ladera no fue posible generalizar la orientación de la unidad completa, por lo tanto, esta variable fue omitida de los análisis por unidad.

En relación al Análisis de Dos Vías (TWINSPAN) se encontró que las unidades 3 y 4 poseen características distintas que las separa de el resto de las unidades de paisaje. Es posible ver en la figura 32 que a un nivel de corte mayor (75%) las unidades 1, 2 y 6 son similares en algunos de sus factores ambientales, en particular en la altitud, cantidad de fósforo disponible (alta), la humedad relativa (baja) y la materia orgánica (baja). Las unidades 7, 8, 9 y 10 son similares por la altitud, la temperatura ambiental (baja), la cantidad de fósforo (baja), el pH del suelo (intermedio), la temperatura del suelo (baja), la luz a 0 m (intermedio) y la cantidad de materia orgánica (alta). La unidad 11 permanece separada del resto debido al aumento en la altitud, la disminución en la temperatura y el aumento en la luz a 0 m. Por último las unidades 3 y 4 coinciden en la altitud, la temperatura ambiental (baja) y la materia orgánica (intermedia).

En cuestión de las variables ambientales se forman dos grandes grupos: el primero está conformado por altitud, pendiente, temperatura ambiental, temperatura de suelo, humedad, pH del suelo, fósforo y potasio. El segundo por la luz al nivel de 0 m, luz al nivel de 1 m, fracción de apertura de dosel y factor global de sitio, además de la materia orgánica, conductividad eléctrica y nitrógeno. Como se mencionó anteriormente es posible que la conformación del primer grupo se deba al efecto de un gradiente altitudinal y el segundo grupo podría tener relación indirecta con la estructura de la vegetación, pues de ello depende la luz recibida, la materia orgánica y los niveles de nitrógeno.

Estos mismos resultados de las variables ambientales se obtuvieron al realizar el TWINSPAN a escala de parcela; sin embargo el arreglo de las parcelas no fue respecto a la unidad correspondiente, sino que algunas parcelas resultaron ser similares con otras que pertenecían a otra unidad de paisaje, lo que afirma que existe una gran heterogeneidad dentro de las mismas unidades determinadas.

Para conocer la relación entre las variables estructurales de la comunidad de *Abies religiosa* con las variables ambientales se aplicó la técnica de ordenación del Análisis Canónico de Correspondencia que ha sido utilizada en estudios anteriores de las comunidades de la FVT, en particular en los volcanes Tláloc y Pelado en la Sierra Chichinautzin y de las zonas aledañas de los volcanes Popocatepetl e Iztaccíhuatl en la Sierra Nevada por Vélazquez y Cleef (1993). La importancia de este análisis multivariado consiste en que



permite detectar los factores ambientales responsables del cambio en la estructura y distribución de la vegetación (Palmer, 2003; Sánchez-González y López-Mata, 2003).

Los resultados obtenidos para las unidades de paisaje mostraron que sí existe una correlación en sus valores de estructura y los factores ambientales; sin embargo esta relación es escala-dependiente. Por ejemplo, las variables densidad, cobertura, área basal y riqueza a nivel de unidad de paisaje estuvieron fuertemente relacionadas con la variación en la altitud, la temperatura del suelo, la humedad relativa, el factor de sitio global (FSG) y la fracción de apertura de dosel (FAD). En contraste al realizar la misma ordenación a escala de parcela se encontró que los factores ambientales más relevantes en las variables estructurales fueron algunas características del suelo como pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno y fósforo; además de la luz a nivel de 1 m y la temperatura del suelo.

Cabe mencionar que Sánchez-Velázquez *et al.*, (1991) ya habían reportado la altitud y la humedad como factores limitantes de las poblaciones de *Abies religiosa* en el Cofre de Perote, Ver.; sin embargo en su trabajo también mencionan que la pendiente tiene influencia sobre la estructura del bosque aunque en el presente estudio no se encontró tal efecto.

Más específicamente, los valores de densidad para las unidades de paisaje estuvieron determinados por la altitud, el factor de sitio global y la fracción de apertura de dosel, en contraste con el nivel de parcela se encuentra definida por algunas características del suelo como la materia orgánica, la conductividad eléctrica y el nitrógeno. Del mismo modo la cobertura que a escala de unidad estaba determinada por la variación de la temperatura de suelo y la humedad relativa, a escala de parcela se encuentra definida por los factores luz a nivel de 1 m y pH del suelo. Y por último la riqueza y área basal a escala de unidad estuvieron relacionadas con factores como la temperatura del suelo y el factor de sitio global (FSG), a nivel de parcela se encontraron relacionadas también con la temperatura del suelo pero además con los niveles de fósforo disponible.

En lo que respecta a los resultados obtenidos para las unidades de paisaje se encontró la existencia de una correlación en sus valores de importancia de las especies y los factores ambientales. La composición y estructura de las unidades estuvo fuertemente relacionada con la altitud, la temperatura del suelo, la humedad relativa, el factor de sitio global (FSG) y la fracción de apertura de dosel (FAD), en comparación con los resultados obtenidos en la ordenación a escala de parcela variables como la pendiente y la luz a nivel de 1 m y 0 m adquirieron más importancia que la altitud y la humedad relativa.

Se encontró que las dos ordenaciones a diferente escala presentaron una conformación distinta de los factores ambientales que ejercían un efecto sobre especies particulares. La especie dominante *Abies religiosa* en ambas escalas está relacionada con la temperatura del suelo, aunque a nivel de unidad de paisaje también se relacionó con la altitud. El valor de importancia de *Quercus rugosa* estaba determinado a escala de paisaje



por la temperatura del suelo, sin embargo a escala de parcela el factor de sitio global y la fracción de apertura de dosel son las variables que se encuentran más relacionadas, aunque cabe mencionar que sus valores importancia son muy bajos en relación al resto de las especies.

La especie *Pinus ayacahuite* a nivel de unidad está fuertemente influenciada por la humedad relativa, en contraste en la ordenación a nivel de parcela toma mayor importancia la temperatura de suelo. Cabe mencionar que el valor de importancia de *Buddleia cordata* en ambas escalas se encuentra relacionado con la temperatura de suelo.

Las especies *Sambucus nigra* y *Salix paradoxa* están influenciadas por la temperatura del suelo en ambas escalas, sin embargo a nivel de parcela la variación de la pendiente también toma relevancia. Por otro lado la especie *Ceanothus coeruleus* que también estaba relacionada con la temperatura del suelo a nivel de unidad de paisaje en la ordenación a una escala más fina es más importante la luz a 0 m y a nivel de 1 m.

Las especies *Pinus montezumae* y *Pinus hartwegii* a escala de unidad estaban relacionadas con la altitud, el factor de sitio global (FSG) y la fracción de apertura de dosel (FAD). En contraste a nivel de parcela *Pinus hartwegii* es más asociado a la variación en la luz en ambos niveles.

Es importante mencionar que el porcentaje de varianza explicada, es decir que tanto las variables abióticas nos explican los cambios en la estructura y composición del bosque de *Abies religiosa* en general, fueron mayores a escala de unidad de paisaje que a escala de parcela, por lo tanto la confiabilidad de los resultados es mayor en la primera escala.

Por último es importante mencionar que la aplicación de los métodos multivariados en particular el Análisis de Correspondencia Canónica es una técnica eficiente cuando no se cumple el supuesto de respuesta unimodal de las especies a gradientes ambientales ya que las diferencias en la estructura y composición identificadas son probablemente el reflejo de una diferente combinación de variables ambientales en cada escala en particular (Austin y Smith, 1989; Allen y Peet, 1990; Velázquez, 1994).



CONCLUSIONES

El bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena presenta una variación perceptible en sus variables ambientales. Algunas características del suelo como la conductividad eléctrica y los niveles de potasio además de la pendiente, la temperatura de suelo y la luz a 0 y 1 m fueron factores con mayor coeficiente de variación.

En general existe una relación entre la temperatura del suelo y la temperatura ambiental, además del factor de sitio global (FSG) con la fracción de apertura de dosel (FAD), sin embargo no se encontró otra relación significativa entre el resto de los factores ambientales.

Se encontraron diferencias significativas en las características físicas de las unidades de paisaje y que la variabilidad de sus factores ambientales de algunas unidades es mayor que en otras denotando así una alta heterogeneidad dentro de ellas.

El primer análisis de dos Vías (TWINSPAN) demostró que algunas unidades son similares a otras con respecto a la ubicación espacial y su cercanía, aunque algunas unidades presentaron características particulares que las separaban del conjunto.

El segundo análisis de dos Vías (TWINSPAN) demostró que a nivel de parcela los factores ambientales ubicaban los sitios en grupos que no correspondían a la unidad a la que pertenecían demostrando que al modificar la escala a una más fina se aumenta la heterogeneidad observada.

El Análisis Canónico de Correspondencia demostró que existe relación de los factores ambientales con las variables estructurales y el valor de importancia de las especies, siendo los resultados a nivel de unidad los que poseen mayor nivel de confiabilidad.

Las variables estructurales a nivel de unidad estuvieron relacionadas con gradientes de altitud, temperatura del suelo, humedad relativa, el factor de sitio global (FSG) y la fracción de apertura de dosel (FAD). Las variables estructurales a nivel de parcela se encontraron relacionadas con características particulares del suelo como pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, nitrógeno y fósforo, además de la luz a nivel de 1 m y la temperatura del suelo.

El valor de importancia de las especies arbóreas a nivel de unidad de paisaje se encontró fuertemente relacionado con la altitud, la temperatura del suelo, la humedad relativa, el factor de sitio global (FSG) y la fracción de apertura de dosel (FAD). Por último el valor de importancia de las especies arbóreas a nivel de parcela estuvo relacionado con la variación en la pendiente, la luz a nivel de 0 y 1 m.

Con este trabajo fue posible determinar el efecto de la heterogeneidad ambiental en la estructura y composición del bosque de *Abies* de la Cuenca del Río Magdalena.



Capítulo IV

Determinación del grado de conservación de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena, D.F.



INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas se ha presentado una acelerada transformación de los ecosistemas, lo cual ha sido resultado principalmente de las actividades humanas (Hofmann, 1996). Cambios en los ecosistemas como la deforestación, el cambio climático, la desertificación y el crecimiento desordenado de la población humana han puesto en riesgo a las comunidades biológicas y a los servicios que éstos proporcionan (Rozzi *et al.*, 2001). En general, el incremento desordenado de la población en las grandes ciudades ha provocado altas tasas de cambio de uso de suelo, de tal manera que tierras que sustentan un uso forestal, han tenido fuertes presiones para convertirse a un uso agrícola o urbano (Bridges y Van Baren, 1996)

Estos cambios en el uso de la tierra en zonas forestales han causado una heterogeneidad del paisaje, que es necesario definir, conocer los factores que la producen, además de evaluar sus consecuencias, en relación a la pérdida de la biodiversidad (Lasco y Pulhin, 2000).

En este contexto y dado que las zonas forestales que circundan la cuenca del Valle de México han sido sometidas a fuertes presiones derivadas de la actividad humana (Hernández y Bauer, 1989), se desarrolla el siguiente diagnóstico del estado de conservación de las unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* en la Cuenca del Río Magdalena.

Esta zona abarca el 4% del suelo de Conservación del Distrito Federal y a pesar de su importancia ecológica, presenta problemas referentes a su manejo y estatus legal que han ocasionado el crecimiento acelerado de la mancha urbana provocando una disminución y deterioro en su cobertura vegetal (Almeida-Leñero *et al.*, 2007).

Este capítulo pretende brindar información necesaria para localizar zonas con signos de perturbación que necesitan atención prioritaria en su recuperación, dentro de planes de manejo y conservación .

DIAGNÓSTICO DEL GRADO DE CONSERVACIÓN EN LAS UNIDADES DE PAISAJE

La conservación tiene como finalidad encontrar el equilibrio entre los procesos naturales y la acelerada pérdida de las especies debido principalmente a la influencia antrópica (Ehrlich y Ehrlich, 1981). El término “conservado” se aplica a la condición de un lugar que no ha sido en gran medida perturbado, en contraste con aquél que ha sido totalmente expuesto a la influencia antropogénica. El disturbio causado por índoles humanas al actuar gradualmente, crea un gradiente de perturbación de los ecosistemas (Martínez, 2004).

Al realizar un diagnóstico de un área con parámetros de conservación es conveniente ubicar y delimitar el área de interés mediante una afinación progresiva de la escala de trabajo. La determinación de unidades de paisaje es un paso muy importante para tratar de diagnosticar y aplicar algunos principios de la biología de la conservación. En éstas se pueden realizar verificaciones en campo reconociendo los valores más



importantes de la biodiversidad local, las amenazas que enfrentan, las prioridades para su atención y las oportunidades para su conservación (Sánchez, 2003).

En situaciones reales referidas a regiones templadas de montaña pocas veces se trata con áreas homogéneas, al menos en cuanto a su topografía, fisonomía y vegetación, por lo que el diagnóstico debiera tratar de determinar qué unidades (geoformas, manchones de vegetación u otros rasgos destacados) son las más relevantes para la conservación (Sánchez, 2003).

INDICADORES

La ecología para la conservación aporta herramientas útiles para evaluar las condiciones de los recursos naturales de la zona estudiada. Para fines operativos, los indicadores pueden definirse como aspectos particulares de fenómenos complejos, que permiten medir estos últimos indirectamente y de manera simplificada (Hammond *et al.*, 1995). El reconocimiento sistemático del estado de esos indicadores, en distintos tiempos, permitirá detectar sus tendencias en el mediano y largo plazo, con lo cuál será posible aspirar a la toma de decisiones mejor fundamentadas. Cuando se habla de procesos de perturbación determinar la condición de los indicadores es un factor clave para un buen manejo de los ecosistemas naturales, pues permite disponer de algunas alertas tempranas basadas en distintos signos y síntomas de deterioro, así como también idear alternativas para las estrategias y acciones de manejo (Sánchez, 2003).

Para el diagnóstico del estado de conservación de un área, es importante tomar en cuenta algunos indicadores biológicos como la composición general de la vegetación, densidad y coberturas de las especies, la riqueza específica del sitio y algunos patrones espaciales de presencia de especies (o grupos de especies) de particular relevancia cuyos requerimientos ambientales conocidos puedan indicar un estado de conservación aceptable del entorno. En general las prioridades de conservación guardan relación con el estado de integridad que muestran las comunidades ecológicas locales, pero también con los tipos, las ubicaciones, las magnitudes y las frecuencias de los impactos negativos provocados por actividades humanas (Sánchez, 2003).

El propósito central de la evaluación de los indicadores es contestar algunas preguntas clave que resulten trascendentes para acciones prácticas de conservación. Entre las principales preguntas de interés que podrían hacerse sobresalen:

- ✿ ¿Qué unidades de paisaje están deterioradas cualitativamente o cuantitativamente?
- ✿ ¿Qué unidades son prioritarias para ser sometidas a programas de restauración y conservación?



INDICADORES BIOLÓGICOS

Densidad y riqueza. Diversos estudios han demostrado una correlación entre la degradación ambiental y algunos indicadores biológicos, como lo son los cambios en la riqueza, la composición y la abundancia de especies de las comunidades vegetales (Hill y Hamer, 1998).

Cobertura Forestal. La pérdida de cobertura forestal en México es debida en gran medida a causas antropogénicas severas, de las que destacan algunos tipos de agricultura, la ganadería y la extracción de biomasa de los bosques por pobladores, el cambio de uso de suelo, la apertura de caminos, los incendios, entre otros (Martínez, 2004) .

En varios estudios se reporta que en los bosques de la Cuenca del Río Magdalena se realiza explotación forestal para la obtención de productos maderables y ganadería, en la primera, se utilizan principalmente las especies de encinos (*Quercus* spp.) pinos (*Pinus* spp.) y oyamel (*Abies religiosa*). Se tiene registrado que la Delegación Magdalena Contreras tiene un volumen de extracción de 280 m³ sólo de oyamel al año, en actividades de tala clandestina, actividad que está prohibida en la zona. (Velázquez y Romero, 1999).

Regeneración. La conservación de un bosque supone mantener las condiciones para que se regeneren sus poblaciones de árboles y arbustos. Cada vez es más frecuente la existencia de bosques envejecidos, con una estructura de edades donde faltan las clases más jóvenes. La identificación de los sitios que tengan un bajo índice de regeneración es esencial para procurar subsanar este proceso, o en su caso, para planificar programas de restauración o regeneración asistida (Valladares, 2004a)

INDICADORES ANTROPOGÉNICOS

Pastoreo, erosión y compactación. El ganado bovino y ovino representa la principal amenaza para las comunidades vegetales de los bosques templados, ya que las actividades de pastoreo extensivo conllevan prácticas de quema en las épocas de estiaje, que aunado a la tala, provocan graves problemas de deterioro. El resultado ha sido una disminución paulatina de la riqueza biológica de la región (Velázquez y Romero, 1999). Por otro lado la ganadería tiene efectos de simplificación de los ecosistemas, pues algunas especies herbáceas son muy susceptibles al pisoteo y se pierden, además el ganado provoca la compactación y erosión del suelo, procesos que afectan la salud de los ecosistemas (Challenger, 1998). La degradación física del suelo impermeabiliza el terreno, lo que origina un volumen mayor de escurrimientos y disminución de la cantidad de agua disponible en el suelo, generando problemas para la emergencia de plántulas y penetración de raíces (Martínez, 2004).

Afluencia humana, actividades turísticas y generación de basura. Sin duda, las actividades humanas de mayor impacto son aquellas que transforman sustancialmente la estructura y composición de las comunidades naturales como el turismo y la afluencia humana. Sin embargo en diversos sitios comprendidos



dentro de las áreas naturales se realizan actividades de este tipo. En la zona de la Cuenca del Río Magdalena cubierta por bosque de oyamel (*Abies religiosa*) y donde se presentan cuerpos de agua como ríos y arroyos permanentes aumenta la incidencia de estas actividades, ya que estos lugares cuentan con atractivos paisajísticos y se han habilitado como áreas recreativas y de esparcimiento (Velázquez y Romero, 1999). Cabe mencionar que sólo se cuenta con algunos servicios básicos para los visitantes que operan los fines de semana y días festivos, y que estos servicios son brindados por los habitantes de comunidades rurales aledañas. Los expendios de comida, por ejemplo, debido a su demanda y a la economía que representan para los habitantes locales, son uno de los servicios que más han proliferado en la zona. La expansión de estos se ha dado sin una planeación adecuada, sin servicios complementarios como la vigilancia, seguridad, señalización, etc.

Principalmente la falta de información impide un mejor desarrollo de las actividades turísticas, ocasionando con ello que una proporción de los visitantes se restrinja a unos cuantos sitios (muy perturbados) y otra se distribuya a lo largo de caminos y carreteras para realizar días de campo. Aunado a esto es una tradición el uso de los caminos y veredas del bosque de los de las peregrinaciones que se dirigen al Santuario de Chalma en vísperas de Semana Santa, muchas veces acampando ahí y generando daños ambientales (por ejemplo, basura, quemas, etc.). El impacto es enorme siendo aproximadamente 6,000 el número de transeúntes que pasan por esas veredas.

Esto ha coadyuvado al deterioro de los recursos naturales en diversos sitios provocando paulatinamente la pérdida del paisaje natural.

Cabe mencionar que en un estudio realizado por Ávila-Akerberg (2004) introdujo una serie de indicadores para evaluar la “autenticidad forestal” en los bosques de la Cuenca del Río Magdalena donde el pastoreo, la afluencia humana, la presencia de basura, la regeneración, entre otros, fueron tomados en cuenta para determinar la “calidad forestal” y obtuvo una extrapolación de sitios con diferentes niveles de autenticidad.

ESTIMACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

A escala de unidades de paisaje pueden realizarse valoraciones, tanto cualitativas como cuantitativas, de su estado de conservación ya que se puede contar con datos cuantitativos relativos a la estructura de la vegetación y a la composición florística además de la descripción y valoración cualitativa de los signos de perturbación.

Es importante mencionar que cuando se utilizan variables categóricas o cuantitativas siempre se presenta un cierto grado de subjetividad del evaluador que es inherente, sin embargo generalmente los resultados reflejan en gran medida un reflejo del estado de la vegetación (Stoll, 2007).



Índice de perturbación. La mayoría de los estudios que pretenden valorar los niveles de perturbación hacen referencia a la elaboración de escalas o categorías de los valores cuantitativos (en muchos casos referente a la vegetación) y se dividen en valores altos, medios y bajos. El supuesto utilizado en la mayoría de los casos, es que a mayor densidad, mayor cobertura, riqueza y regeneración corresponde una mayor conservación del sitio.

Así mismo los signos de perturbación se dividen en diferentes niveles, en este caso, el supuesto utilizado es que, a menor afluencia humana e impactos negativos corresponde una mayor conservación del sitio. Esta forma es útil cuando se elabora un índice de perturbación ya que los sitios con valores más bajos representan los sitios más conservados y los sitios con valores altos presentarán mayor grado de conservación (Figura 39) (González, *et al.*, 2007).



Figura 39. Esquema de representación de la influencia de las actividades humanas y la condición biológica del sistema. Tomado y modificado de Karr, 1999)

Por otro lado, para realizar comparaciones entre unidades de paisaje se pueden efectuar algunas pruebas estadísticas como univariadas (examinan el efecto de cada variable por separado) y otras multivariadas (examinan el efecto de la interacción simultánea de distintas variables). Sin embargo, Sánchez (2003) menciona que en situaciones reales conviene determinar con cuidado qué decisiones requieren de manera ineludible la aplicación de pruebas estadísticas formales. Además, señala que debe tomarse en cuenta que, mientras más detalles se pretenda conocer respecto a los componentes de las comunidades, el muestreo y el análisis serán más laboriosos por lo tanto debería considerarse cuáles son los mínimos aceptables de información y análisis para poder definir el grado de conservación y tomar decisiones críticas dentro de los tiempos apropiados.



OBJETIVOS

El objetivo principal de este capítulo es estimar el grado de conservación de las unidades de paisaje respecto al estado del estrato arbóreo y algunos indicadores de perturbación, además de elaborar un mapa de zonas prioritarias.

MÉTODO

PARÁMETROS REGISTRADOS

Para estimar el grado de conservación se tomaron en cuenta parámetros bióticos y el registro de algunos signos de perturbación.

Dentro de los parámetros bióticos se utilizaron los valores de densidad, cobertura arbórea y riqueza registrados para cada parcela de las unidades del bosque de *Abies religiosa*, además de datos del número de plántulas específicamente de *Abies religiosa*, para estimar los niveles de regeneración (Figura 40). Estos datos se transformaron para efecto de las pruebas estadísticas en valores ordinales según su magnitud.

En relación a los signos de perturbación se reconoció la presencia de *impactos negativos* como el pastoreo y la compactación del suelo (Figura 41).

También se registró la presencia de basura, el tipo de material y cantidad (Figura 42), además de la proximidad de los sitios a las brechas o veredas, estimando su frecuencia de concurrencia. Estos datos también fueron utilizados en forma de valores ordinales según su magnitud.



Figura 40. Regeneración plántulas de *Abies religiosa*



Figura 41. Pastoreo en el bosque de oyamel de la CRM



Figura 42. Presencia de impacto humano, basura de bolsas de reforestación



ANÁLISIS DE DATOS

Prueba univariada. Se realizó una prueba univariada no paramétrica, para estimar si existe una relación de cada uno de los signos de perturbación sobre la estructura y composición de la vegetación arbórea.

Se implementó una correlación de Spearman la cual es una medida de regresión lineal entre dos variables con valores en escala ordinal con el programa Statistica 6.0 (Statsoft INC, 2001). El coeficiente de Spearman es similar al coeficiente de correlación de Pearson que oscila entre -1 y +1 indicando asociaciones negativas o positivas respectivamente, 0 cero significa no correlación pero no independencia (Conover, 1998).

Prueba multivariada. Cuando las mediciones de un estudio se presentan en escala ordinal, la Prueba χ^2 (ji cuadrada) de Pearson es el procedimiento para conocer el efecto de uno o varios factores. Se evaluó con la fórmula:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^c \frac{(A_{ij} - E_{ij})^2}{E_{ij}}$$

donde A_{ij} = la frecuencia observada en la i -ésima fila, j -ésima columna, E_{ij} = la frecuencia esperada en la i -ésima fila, j -ésima columna, r = número de filas, c = número de columnas. Un valor bajo de χ^2 es un indicador de independencia.

Índice de perturbación por unidad de paisaje. Se elaboró un índice para la medición de la intensidad de perturbación basado en varios indicadores de actividades humanas, asignándoles un valor ordinal. Se utilizaron variables estructurales como la densidad, cobertura, área basal, riqueza y regeneración, cuyos datos se transformaron valores ordinales. La escala de los valores ordinales asignados a los indicadores de perturbación fue en sentido de menor a mayor, (por ejemplo: afluencia humana baja (1), media (2) y alta (3), sin embargo para las variables estructurales fue en sentido de mayor a menor (por ejemplo densidad alta (1), media (2) y alta (3)). El cálculo del índice de conservación fue a partir de la fórmula:

$$I_p = \sum \text{valores ordinales de las variables}$$

Este método fue necesario para estimar la magnitud del índice de perturbación bajo el supuesto que a mayor índice, mayor perturbación y por lo tanto un bajo valor del índice representa un nivel de conservación alto.

Clasificación. Con los datos cuantitativos se realizó una clasificación de las unidades con base en sus indicadores con el programa PC-ORD 5.1 (McCune y Mefford, 2006) utilizando el Análisis de Dos Vías (TWINSPAN).



RESULTADOS

Prueba univariada. La correlación de Spearman demostró que no existe una fuerte relación lineal entre los signos de perturbación y las variables estructurales de la vegetación arbórea. Sólo la relación densidad-distancia, área basal-distancia y riqueza-distancia presentaron coeficientes débiles pero significativos (ver tabla 9 y figura 43).

Tabla 9. Coeficientes de correlación de los signos de perturbación con las variables estructurales.

Variables	Coeficientes de correlación de Spearman											
	Pastoreo		Compactación		Basura		Distancia <i>a</i>		Distancia <i>b</i>		Concurrencia	
Densidad	-0.13	0.42	-0.18	0.29	-0.12	0.46	0.44	0.006	0.26	0.11	0.11	0.53
Cobertura	-0.06	0.72	-0.12	0.46	-0.07	0.67	0.20	0.23	0.05	0.77	0.13	0.49
Área basal	0.06	0.70	0.11	0.51	-0.15	0.38	0.11	0.51	0.37	0.02	-0.06	0.71
Riqueza	-0.32	0.05	-0.33	0.04	0.07	0.66	-0.34	0.04	-0.39	0.01	0.01	0.91
Regeneración	-0.03	0.84	-0.03	0.83	0.28	0.09	0.25	0.14	0.15	0.36	-0.06	0.71
R de Spearman y nivel de significancia (<i>p</i>)												

*distancia *a* es en valores ordinales, distancia *b* en metros.

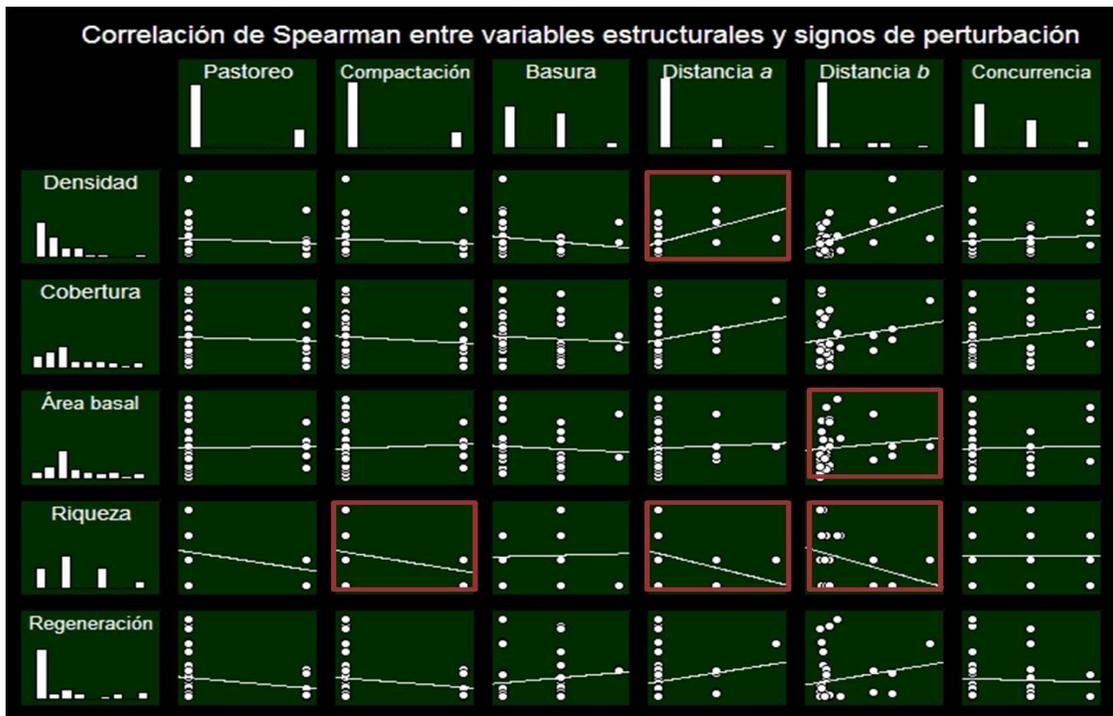


Figura 43. Gráficas de correlación entre los signos de perturbación y las variables estructurales.

*En rojo se muestran las gráficas que mostraron un coeficiente de correlación significativo.



Prueba multivariada. Las tablas 10 a 14 muestran los valores de X^2 de las variables estructurales de la vegetación arbórea y su relación con la presencia de los factores de perturbación. La densidad, la cobertura, la riqueza y la regeneración dependieron del número de factores de perturbación siendo significativa esta relación, excepto en el caso del área basal.

Tabla 10. Prueba de X^2 para la variable de densidad.

Valores de X^2 Densidad y factores de perturbación							
Factores (N)	Densidad < 70 indiv.		Densidad > 70 y < 140 indiv.		Densidad > 140 y < 207 indiv.		Total
	O_i	E_i	O_i	E_i	O_i	E_i	
2	8	10.4	4	2.2	1	0.3	13
3	13	11.2	1	2.4	0	0.4	14
4	5	4.8	1	1.0	0	0.1	6
5	2	1.6	0	0.3	0	0.06	2
Total	28		6		1		35
$X^2 = 5.21$ $p < 0.04$							

Tabla 11. Prueba de X^2 para la variable de cobertura.

Valores de X^2 Cobertura y factores de perturbación							
Factores (N)	Cobertura > 411 m ²		Cobertura > 411 y < 822 m ²		Cobertura > 822 y < 1200 m ²		Total
	O_i	E_i	O_i	E_i	O_i	E_i	
2	4	6.5	4	3.4	4	2.0	12
3	10	7.6	3	4.0	1	2.4	14
4	4	4.8	3	2.0	0	0.1	7
5	1	1.0	0	0.5	1	0.3	2
Total	19		10		6		35
$X^2 = 7.36$ $p < 0.05$							

Tabla 12. Prueba de X^2 para la variable de área basal.

Valores de X^2 Área basal y factores de perturbación							
Factores (N)	Área basal > 14 m ²		Área basal > 14 y < 28 m ²		Área basal > 28 y < 42 m ²		Total
	O_i	E_i	O_i	E_i	O_i	E_i	
2	4	5.2	7	5.6	3	3.2	14
3	6	5.2	5	5.6	3	3.2	14
4	2	1.8	2	2.0	1	1.1	5
5	1	0.7	0	0.8	1	0.4	2
Total	13		14		8		35
$X^2 = 2.40$ $p < 0.043$							



Tabla 13. Prueba de X^2 para la variable de riqueza.

Factores (N)	Valores de X^2 Riqueza y factores de perturbación						Total
	Riqueza > 2 sp		Riqueza > 2 y < 3 sp		Riqueza > 3 y < 4 sp		
	O_i	E_i	O_i	E_i	O_i	E_i	
2	9	9.2	5	3.6	0	1.2	14
3	7	9.2	4	3.6	3	1.2	14
4	5	3.2	0	1.3	0	0.4	5
5	2	1.3	0	0.5	0	0.1	2
Total	23		9		3		35
$X^2 = 8.67 \quad p < 0.03$							

Tabla 14. Prueba de X^2 para la variable de regeneración.

Factores (N)	Valores de X^2 Regeneración y factores de perturbación						Total
	Regeneración > 260 individuos		Regeneración > 260 y < 520 individuos		Regeneración > 520 y < 780 individuos		
	O_i	E_i	O_i	E_i	O_i	E_i	
2	11	10.8	0	1.2	3	2	14
3	10	10.8	2	1.2	2	2	14
4	5	3.8	0	0.4	0	0.7	5
5	1	1.5	1	0.5	0	0.2	2
Total	27		3		5		35
$X^2 = 8.25 \quad p < 0.05$							

Índice de perturbación por unidad de paisaje. El índice de perturbación basado en el estado de la vegetación (densidad, cobertura, área basal, riqueza y regeneración) y la magnitud de los signos de perturbación fue diferente entre las unidades de paisaje. En la Figura 44 se coloca a las unidades de paisaje en relación a un gradiente de perturbación.

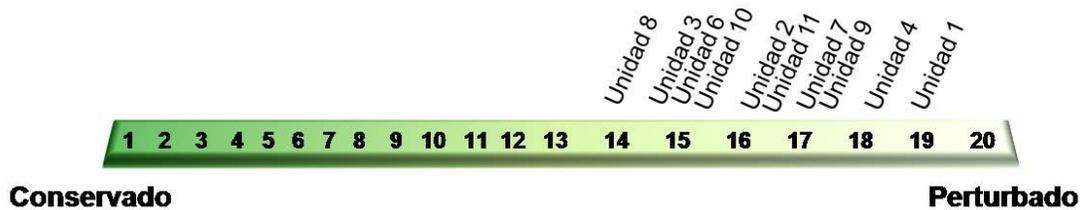


Figura 44. Unidades de paisaje del bosque de *Abies religiosa* en un gradiente de perturbación.

Las unidades 8, 3, 6 y 10 son las unidades que presentaron un Índice de perturbación menor, es decir fueron las unidades más conservadas respecto al resto de las unidades. Sin embargo las unidades 1 y 4 presentaron un alto índice de perturbación. En la Figura 45 se coloca el mapa de las unidades de paisaje representando su grado de conservación.

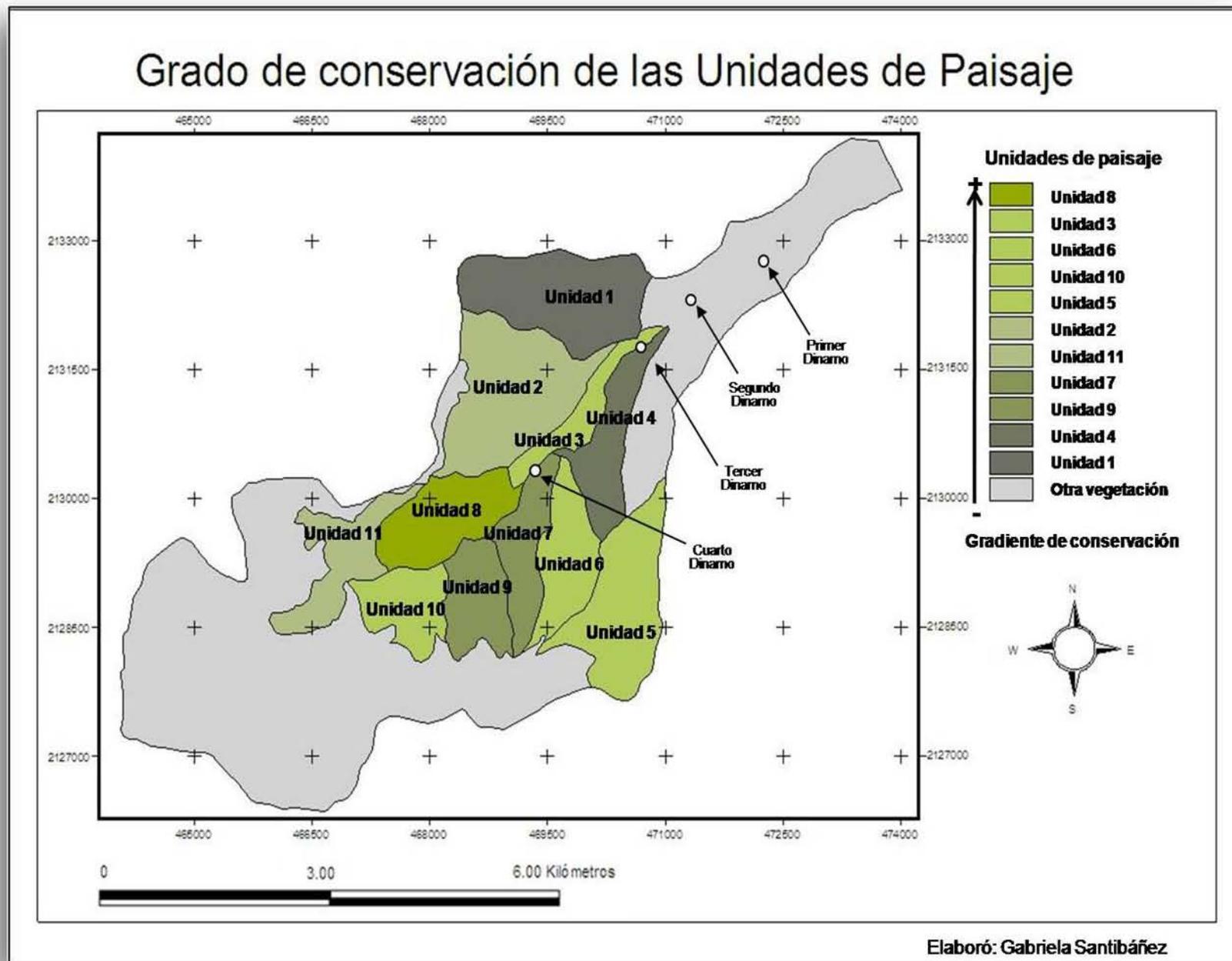


Figura 45. Mapa de las unidades de paisaje en relación a su grado de conservación.



Clasificación. El Análisis de Dos Vías (TWINSPAN) agrupó las unidades de paisaje en relación a la magnitud similar de sus indicadores y éste acomodo coincidió en gran parte con su índice de perturbación (Figura 46).

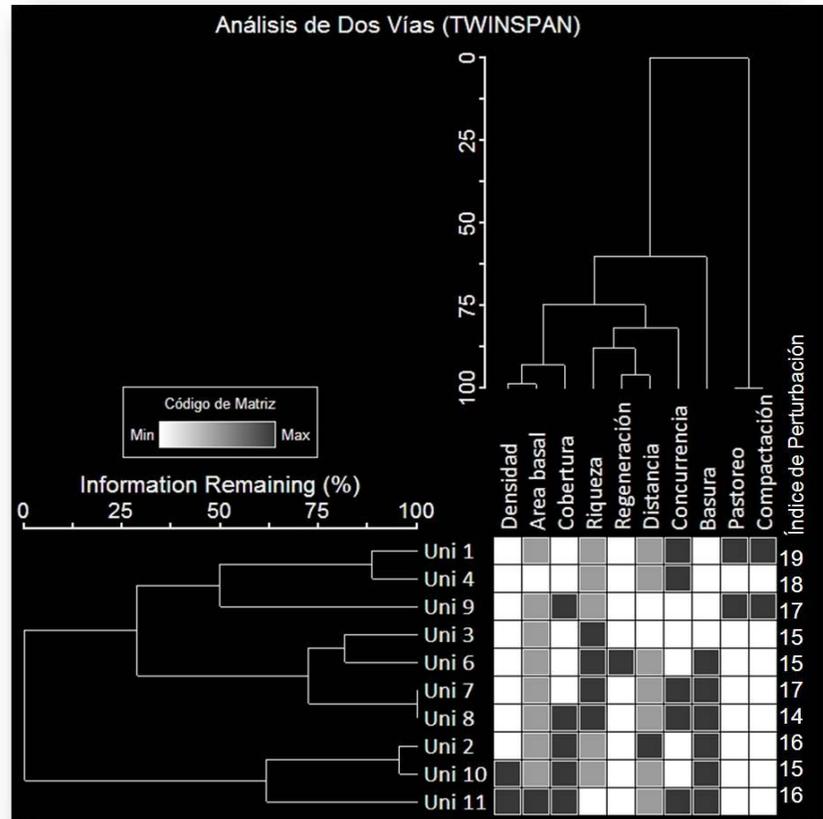


Figura 46. Análisis de dos Vías de las unidades de paisaje en relación a sus indicadores de perturbación.

DISCUSIÓN

Actualmente la Cuenca del río Magdalena se encuentra amenazada por diversos factores que provocan el deterioro de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad.

Cabe mencionar que en la actualidad no es posible encontrar bosques templados en un estado total de conservación ya que todos han sido modificados directa o indirectamente por actividades humanas. Por eso es permisible observar un gradiente continuo de perturbación que indica la intensidad de éstas y su influencia en la degradación ambiental.

Para el diagnóstico del grado de conservación de unidades de paisaje, es necesario la identificación de los atributos que puedan reflejar en gran medida su estado, además de la elaboración de criterios para su evaluación (Usher, 1986). En una revisión de artículos científicos realizada para conocer los indicadores utilizados para evaluar el grado de perturbación en diferentes ecosistemas se encontró que la mayoría de los métodos incluían variables de composición biológica, por lo tanto se determinó utilizar las variables de densidad, cobertura, área basal, riqueza y regeneración para elaborar un índice de perturbación. Éstas variables en principio aportan un mayor nivel de confianza en el índice debido a la forma precisa en la que han sido estimadas a lo largo de este trabajo y disminuyen la subjetividad que implica la utilización de



variables discretas en el caso de los signos de perturbación. A lo largo de este estudio fue evidente la perturbación que presentan algunas unidades de paisaje de la zona del bosque de *Abies religiosa*. Como se mencionó anteriormente, el disturbio causado por índoles humanas, al actuar gradualmente, crea un gradiente de perturbación en las unidades de paisaje (Martínez, 2004) lo cual fue posible observar en la zona.

Al realizar la correlación de Spearman la distancia de las brechas o veredas a las unidades de paisaje tuvieron mayor efecto directo sobre la densidad, área basal y la riqueza del estrato arbóreo. Así, el impacto que tiene el recorrido de caminos utilizados para el paso de la gente es enorme, provocando la pérdida del paisaje natural.

Los resultados de X^2 demostraron que la mayoría de los indicadores biológicos dependieron del número de factores de perturbación, a excepción del área basal, cabe mencionar que ésta variable estructural no presentó una relación con ninguno de los factores de analizados (correlación de Spearman), por lo tanto el área basal en este estudio no fue un indicador del estado de conservación de las zonas.

En general en este estudio, los indicadores biológicos mostraron cambios evidentes en cada una de las unidades de paisaje en relación con otras, así una vez calculado su índice de perturbación se encontró que las unidades con un menor grado de perturbación y las unidades con mayor grado presentaron diferencias en composición y estructura arbórea, lo que concuerda con algunos resultados de Ávila-Akerberg (2004) en un estudio similar realizado en la misma zona.

En principio la riqueza, la densidad y la cobertura fueron algunos de los indicadores con mayor peso en la determinación del grado de conservación pues las unidades más conservadas presentaron los valores máximos en estas variables (Figura 46).

En el análisis de Dos Vías (Figura 46) se observó que las unidades 1 y 9 con mayor grado de perturbación, existió pastoreo y compactación, esto se puede deber a la presencia en estas unidades de gramíneas lo que provee de alimento al ganado, además éstas unidades tienen una menor densidad de individuos arbóreos, una menor cobertura y regeneración nula.

Las unidades 4 y 7 debieron su alto grado de perturbación principalmente a la disminución en sus variables estructurales como lo fueron la densidad, cobertura y regeneración, además de ser unidades muy concurridas y en la unidad 7 presentar cobertura de basura. Esto se explica porque en éstas zonas se ubica la carretera que llega hasta el cuarto Dinamo y algunos caminos de terracería conducen a diferentes parajes donde se desarrollan algunas actividades turísticas.

Las unidades 2 y 11 se caracterizaron por un mismo índice de perturbación que está relacionado con la presencia de basura, y poco grado de regeneración. Cabe mencionar que la unidad 11 también está sujeta a



una mayor concurrencia, pues a través de ella, se encuentra una vereda que da acceso al bosque de *Pinus hartwegii* en las zonas más altas de la Cuenca y que se utiliza también para recorrido turístico.

Por lo general las unidades con menor grado de perturbación fueron aquellas que tuvieron una mayor riqueza de especies y área basal aunque en todas ellas se encontró la presencia de basura. Las unidades con mayor grado de conservación fueron las unidades 8, 3, 6 y 10, las unidades 2, 11, 7 y 9 tuvieron un grado de conservación intermedio y las unidades 4 y 1 fueron las que presentaron menor grado de conservación. Pese a que se esperaba un menor grado de conservación en las unidades con menor altitud y mayor acceso a los visitantes, se encontró que este patrón fue poco evidente.

Estos resultados mostraron los síntomas de deterioro que existen en relación a la estructura de la vegetación en el bosque de *Abies religiosa* e indicaron las zonas que requieren de una mayor atención para idear estrategias y acciones de manejo o restauración (Sánchez, 2003).

CONCLUSIONES

Las unidades de paisaje presentan diferencias en su composición y estructura vegetal que reflejan su condición de conservación.

La densidad, cobertura, área basal, riqueza y regeneración fueron parámetros que aportaron un mayor peso en la elaboración de un índice de perturbación para el bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.

Los signos de perturbación reconocidos en relación a la influencia antropogénica tales como: pastoreo, compactación de suelo, basura, cercanía a brechas o veredas y concurrencia de éstas, también reflejaron el estado de conservación de las unidades de paisaje.

La correlación de Spearman indicó que no existió una fuerte relación entre los signos de perturbación y las variables estructurales. Sólo la distancia a las veredas o brechas tuvo un débil efecto en la densidad, área basal y riqueza.

Por otro lado se encontró que la cobertura, la riqueza y la regeneración dependen del número de factores de perturbación presentes en las unidades de paisaje.

Por último, el índice de perturbación basado en el estado de la vegetación y la magnitud de los signos de perturbación fue diferente entre las unidades. En base al índice calculado las unidades con mayor grado de perturbación son la unidades 1, 4, 9 y 7 y las unidades más conservadas fueron 8, 3, 6 y 10.

La estimación de los niveles de perturbación de las unidades de paisaje puede facilitar la planeación de acciones de manejo que se implementen posteriormente, además de que permitirán definir los objetivos de restauración en las zonas perturbadas en base a la descripción del estado de la vegetación realizado en este estudio.



Consideraciones Finales



La vegetación es el resultado de la acción de los factores ambientales sobre el conjunto interactuante de las especies. Además, la cobertura vegetal es el principal elemento que permite la conservación de los suelos, los ciclos hidrológicos, la captura de carbono y la retención de partículas suspendidas. En particular, la estructura del bosque depende de la composición de especies que lo conforman y su dominancia, sin embargo, existen variaciones entre sitios que son resultado de la dinámica del ecosistema. Esta variación aumenta todavía más cuando un bosque está sometido a condiciones de deterioro.

Este proyecto aporta un diagnóstico del estado de la vegetación arbórea de uno de los bosques más extensos de la Cuenca del Río Magdalena, es decir el bosque de *Abies religiosa*. Se incluyó la realización de una caracterización a detalle de las variables estructurales de la comunidad, su diversidad y cómo éstas se relacionan con los factores ambientales a diferentes escalas espaciales.

El bosque de *Abies religiosa* presenta una alta heterogeneidad ambiental en todos sus factores ambientales, hay que enfatizar que los factores que presentaron mayor variación fueron la conductividad eléctrica y los niveles de potasio (K). Se encontró que las unidades 3 y 4 poseen características ambientales que las separan de el resto de las unidades de paisaje y que coinciden en la altitud, la temperatura ambiental (baja) y la materia orgánica (intermedia). Las unidades 1, 2 y 6 son similares en algunos de sus factores ambientales, en particular en la altitud, cantidad de fósforo disponible (alta), la humedad relativa (baja) y la materia orgánica (baja), y las unidades 7, 8, 9 y 10 son similares por la altitud, la temperatura ambiental (baja), la cantidad de fósforo (baja), el pH del suelo (intermedio), la temperatura del suelo (baja), la luz a 0 m (intermedio) y la cantidad de materia orgánica (alta). La unidad 11 es diferente del resto de las unidades debido al aumento en la altitud, la disminución en la temperatura y el aumento en la luz a 0 m.

Una cuestión importante que debe abordarse y que debe tenerse en cuenta es que no sólo la heterogeneidad ambiental tiene efectos sobre la vegetación, sino que la misma vegetación influye en la variabilidad ambiental de la zona, sobretodo cuando se habla del estrato arbóreo y su influencia en los estratos inferiores. Lo anterior puede tener implicaciones para la regeneración natural, la diversidad y riqueza en el desarrollo de los estratos herbáceo y arbustivo.

Por eso, conocer estos efectos, es necesario a la hora de idear estrategias y planes de conservación. Con ésta información, más la determinación de zonas con distintos grados de deterioro, es posible establecer un plan de restauración particularizado por unidad ambiental que, seguramente, tendrá mejores resultados que la implementación de estrategias globales que no se adecúan a la problemática de cada sitio.

Así mismo la información analizada en esta tesis hizo evidente que la perturbación a la que algunas unidades de paisaje de la zona del bosque de *Abies religiosa* están expuestas, y que además, es posible observar un gradiente continuo de perturbación ocasionado por actividades humanas.



Con los resultados encontrados se pueden generar programas de monitoreo en zonas conservadas para que no se expanda el gradiente de perturbación. Para lo cual requerimos programas más integrales y participativos con la comunidad que permitan evaluar no solo cualitativamente algunos indicadores antropogénicos, que a pesar de la estrecha coexistencia de los seres humanos con la vegetación, apenas se comienza a entender en detalle cómo los distintos factores del medio determinan su distribución, su dinámica y la posibilidad de su permanencia en el tiempo.

La intensidad y la influencia de la degradación ambiental puede ser mejor evaluadas con más indicadores bióticos que en este estudio ya no fue posible introducir como: la cobertura herbácea y arbustiva, el efecto de las especies invasoras, el efecto de las especies exóticas y la cobertura de algunas zonas que han sido reforestadas con otras especies. Cabe mencionar que dentro de este estudio se tenía contemplado también analizar el estrato herbáceo y arbustivo, sin embargo por cuestiones de tiempo se decidió concretarlo sólo al estrato arbóreo.

La protección de los bosques de la Cuenca del Río Magdalena, es indispensable para la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, por lo tanto este tipo de información generada en este estudio, es necesario también generarlo para los demás tipos de bosques que alberga la Cuenca y enriquecer las bases para su cuidado.



Literatura citada



- Abrundan IV y R. A. Mather. 1999. The influence of site factors on the composition and structure of semi-natural mixed-species stands of beech (*Fagus sylvatica*), silver fir (*Abies alba*) and Norway spruce (*Picea abies*) in the Upper Draganul Watershed of North-West. Romania. *Forestry* 72: 87-93.
- Alcántara, O. e I. Luna. 1997. Florística y análisis biogeográfico del bosque mesófilo de montaña de Tenango de Doria, Hidalgo, México. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Botánica* 68: 57-106.
- Allen, T. F. H. y T. W. Hockstra. 1991. Role of Heterogeneity in Scaling of Ecological Systems Under Analysis. En: *Ecological Heterogeneity* J. Kolasa y C. D. Rollo (eds.). Springer-Verlag.
- Allen, R. B. y R. K. Peet. 1990. Gradient analysis of forest of the Sangre de Cristo Range, Colorado. *Canadian Journal of Botany* 68: 193-201.
- Almeida-Leñero L., Nava M., Ramos A., Espinosa M., Ordoñez M. de J. y J. Jujnovsky. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México.
- Álvarez del C. 1987. La vegetación de la Sierra de Ajusco. Instituto Nacional de Antropología e Historia. Cuaderno de trabajo. México, D. F. No. 33. 74 pp.
- Álvarez, K. 2000. Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el bosque de los Dinamos, Área de Conservación Ecológica de la Delegación Magdalena Contreras. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México, México. D.F.
- Arenas, E. G. 1969. Valoración de los recursos hidráulicos superficiales de la cuenca de México. S. R. H., México, D. F. pp 324
- Austin, M. P. y T. M. Smith. 1989. A new model for the continuum concept. *Vegetatio* 83: 35-47.
- Ávila-Akerberg, V. D. 2002. La vegetación de la Cuenca Alta del Río Magdalena: Un enfoque florístico, fitosociológico y estructural. Tesis de Licenciatura Biología. Facultad de Ciencias. UNAM.
- Ávila-Akerberg V. D. 2004. Autenticidad de los bosques en la Cuenca Alta del Río Magdalena, diagnóstico hacia la restauración ecológica. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. UNAM.
- Ávila, C. H. 2000. Ecología poblacional de *Abies hickelii* en el Pico de Orizaba, Veracruz. Colegio de Postgraduados. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L172. México D.F.
- Ávila, C. H. y L. López. 2001. Distribución y Análisis Estructural de *Abies hickelii* (Flous & Gausson) en México. *Interciencia*. Junio Vol. 26. No. 006.
- Barton, A. M. 1994. Gradient analysis of relationships among fire, environment, and vegetation in a southwestern USA mountain range. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 121: 251-265.



- Beckage, B. y J. S. Clark. 2003. Seedling survival and growth of three forest tree species: the role of spatial heterogeneity. *Ecology* 84: 1849-1861.
- Becker, B., M. Terrones y P. Horchler. 1998. Especies indicadoras de la flora acompañante en campos de cultivo de los Andes. <http://www.condesan.org/memoria/docsagrobiol.html>.
- Bellow, J. G. y P. K. R. Nair. 2003. Comparing common methods for assessing understory light availability in shaded-perennial agroforestry systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 114:197-211.
- Beniston, M. 2000. *Environmental change in mountains and uplands*. Oxford University Press. Nueva York.
- Birkeland, W. P. 1984. *Soils and Geomorphology*. Oxford University Press. p. 372.
- Blondel, J. y J. Aronson. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, New York.
- Bonfil, C., I. Pisanty, A. Mendoza, y J. Soberón. 1997. Investigación y Restauración Ecológica: el caso del Ajusco Medio. *Ciencia y Desarrollo* 135:15-23.
- Boungiorno, J., Dahir S., Lu, H. S. y C. R. Lin. 1994. Tree size diversity and economic return in uneven-aged forests satnds. *Forest Science*. vol. 40: 23-34
- Bradshaw, G. A. y J. G. Borchers. 2000. Uncertainty as information: narrowing the Science-policy gap. *Conservation Ecology* 4. <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art7>
- Cabrelli, D., Rebottaro, S. y D. Effron. 2006. Caracterización del dosel forestal y del microambiente lumínico en rodales con diferente manejo, utilizando fotografía hemisférica. *Revista Ciencias Forestales - Quebracho* No. 13:17-25.
- Canham, C. D., Denslow, J. S., Platt, W. J., Runkle, J. R., Spies, T. A. y P. S. White. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620-631.
- Camprodon, J., y E. Plana. 2001. *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal*. Universidad de Barcelona, España.
- Castro, J. R., Zamora R., Hódar, J. A., Gómez, J. M. y L. Gómez-Aparicio. 2004b. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology* 12: 352-358.
- Cervantes, B. J. y S. G. Alfaro. 2000. Características de los suelos. En G. Garza, ed.. *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal y el Colegio de México, México, D. F. pag. 768



- COCODER. 1988. Estudio de suelos de parte de la comunidad Magdalena Contreras, Delegación Magdalena Contreras. Comisión Coordinadora para el Desarrollo Rural: Subdirección Regional No. 1, México, D.F.
- Conover, W. J. 1998. Practical nonparametric statistics. John Wiley & Sons. New York.
- CORENADER. 2003. El suelo de conservación del Distrito Federal. Secretaria de Medio Ambiente del Distrito Federal., México, D.F.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.00. University of Connecticut, USA.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S. C, México.
- Challenger, A. 2003. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. En O. Sánchez, E. Vega, E. Peters, y O. Monroy-Vilchis, editores. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Instituto Nacional de Ecología, México, D. F. p. 17-44
- Chen. J. y J. F. Franklin. 1995. Growing season microclimate gradients form clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5: 74-86.
- Daily, G. C., P. Alexander, L. Ehrlich, L. Goulder, P. A. Matson, H. Mooney, S. Postel, S. T. Scheneider, D. Tilman, y G. M. Woodwell. 1997. Ecosystem Services; Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* No. 2:16.
- Daubenmire, R. 1968. Plant communities. A textbook of plant synecology. Harper & Row. Nueva York.
- Demant, A. 1978. Características del Eje Volcánico Transmexicano y sus problemas de interpretación. *Boletín del Instituto de Geología, UNAM.* 2:172-187.
- Denslow, J. S. y S. Guzman. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Sciences* 11. 201-212.
- Diario Oficial Federal. 1932. Acuerdo que declara Zona Protectora Forestal los bosques de la Cañada de Contreras, México.
- Duchaufor, P. 1987. Manual de edafología. Marson. Barcelona. p. 214.
- Druckenbrod, D. L., Shugart, H. H. y G. Davies. 2005. Spatial pattern and process in forest stands within the Virginia piedmont. *Journal of Vegetation Sciences.* 16: 37-48.
- Ehrlich, P. R. y J. Ehrlich. 1981. Extinction: The causes and Consequences of teh Disapperence of species. Random House. New York.



- Escutia, J. A. 2004. Análisis Estructural del Bosque mesófilo de montaña de Monte Grande de Lolotla, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Biología, Facultad de Ciencias. UNAM.
- Flores, V. O., y P. Gerez. 1994. Conservación en México: síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo. INIREB y Conservation International, México.
- Ferreras, C. y C. Fidalgo. 1991. Biogeografía y Edafogeografía, Síntesis, Madrid. p. 262.
- Frazer, G. W., Canham, C. D. y K. P. Lertzman. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), version 2.0, by Simon Frazer University, Burnaby, BC, and the Institute of Ecosystems Studies, Millbrook, New York, USA. Website. http://www.rem.sfu.ca/forestry/downloads/gap_light_analyzer.htm.
- Frazer, G. W., Canham, C. D. y K. P. Lertzman. 2000. Gap light Analyzer (GLA), version 2.00: Image-processing software to analyze true -color, hemispherical canopy photographs. Bulletin of the Ecological Society of America 81: 191-197.
- Fuller, J. 1998. Participatory monitoring of forest resources: current methodologies being developed in Thailand. Rural Development Forestry Network 23e: 23-27.
- Gallardo, J. A. 2004. Efecto de la orientación y la altitud sobre la heterogeneidad vegetacional en el cerro verde en Nizanda, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Biología. Facultad de Ciencias. UNAM, México.
- García, E. 1978. Los climas del Valle de México. Colegio de Postgraduados, S.A.R.H, Chapingo, México.
- Garza, G. 2000. Delegación Magdalena Contreras. En G. Garza, ed.. La Ciudad de México en el fin del segundo milenio. Gobierno del Distrito Federal y El Colegio de México, México, D. F. pag. 768
- Gómez-Pompa, A. 1985. Los recursos bióticos de México (Reflexiones), México.
- González, A., Schmook, B. y S. Calmé. 2007. Distribución espacio-temporal de las actividades extractivas en los bosques del ejido caoba, Quintana Roo. Investigaciones Geográficas. Abril, No. 062. Universidad Nacional Autónoma de México. D.F. PP 69-86.
- González-Medrano F. 2004. Las Comunidades Vegetales en México. Instituto Nacional de Ecología, México. D. F.
- Hammond, A. , A. Adriaanse, A. Rodenburg, E. Bryant y R. Woodward. 1995. Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Enviornmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Halffter, G. y E. Ezcurra. 1992. ¿Que es la biodiversidad?. En G. Halffter, ed. La diversidad biológica de Iberoamérica. Acta Zool. Mexicana y Programa Iberoamericano de ciencia y tecnología para el desarrollo, México.
- Hernández, M. E. 1985. Distribución y utilidad de los *Abies* en México. Boletín del Instituto de Geografía 15: 75-118.



- Hernández, T. y L. de Bauer. 1989. La supervivencia vegetal ante la contaminación atmosférica. Centro de Fitopatología. Colegio de Postgraduados, México.
- Hill, M. O. 1979. TWINSPAN: a Fortran Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Section of Ecology and Systematics, Cornell University.
- Hugget, R. J. 1995. Geocology: an evolutionary approach. Routledge, Nueva York.
- Hill, J. K. y K. C. Hamer. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forest. *Journal of Applied Ecology* 35:458-460.
- Hoffman, R. 1996. Problemas y perspectivas de la valoración de recursos y procesos naturales: análisis de costo-beneficio en áreas rurales del "Tercer mundo". *Economía Informa* 253: 29-44.
- Jordano, P., Zamora, R., Marañón, T. y J. Arroyo. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* 11.
- Jujnosvski, J. 2003. Las unidades de paisaje en la cuenca alta del río Magdalena, México D.F. Base fundamental para la planificación ambiental. Tesis de Licenciatura. Biología. Facultad de Ciencias. UNAM, México, D.F.
- Jurena, P. N. y S. Archer. 2003. Woody plant establishment and spatial heterogeneity in grasslands. *Ecology* 84: 907-919.
- Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
- Kent, M. y P. Coker. 1992. Vegetation description and analysis, a practical approach. CRC Press. Londres.
- Kershaw, K. A. 1973. Quantitative and dynamic plant ecology. 2da. Edición. Arnold. Londres.
- Kilpatrick, T. 1985. Photomonitoring: A framework for monitoring cultural and natural resources. Environmental Studies Program. University of California, Santa Cruz, CA.
- Kolasa, J. y C. D. Rollo. 1991. Introduction: the Heterogeneity of Heterogeneity: a Glossary. In: Kolasa J. y S. T. A. Pickett (eds.). *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag.
- Levin, S. A. 1981. Mechanisms for the generation and maintenance of diversity in ecological communities. en Hiorn R. W., y D. Cooke. editores. *The mathematical theory of the dynamics of biological populations II*. Academic Press, London. Pág. 173-194.
- Lieffers, V. J., Messier, C., Stadt, K. J., Gendron., F. y P. G. Comeau. 1999. Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Can J. For. Res.* 29: 796-811.
- MacArthur, R. H. y J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42, 594-598
- MacIntosh, R. P. 1991. Concept and terminology of homogeneity and heterogeneity. In Kolasa J. y S. T. A. Pickett, eds.. *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York. Pag. 24-46



- Madrigal-Sánchez, X. 1967. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel (*Abies religiosa* H. B. K. Schl. et Cham.) en el Valle de México. Bol. Téc. No. 18. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. Secretaría de Agricultura y Ganadería. México, D.F. 94 pp.
- Maestre, F.T. 2003. La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón especial de los factores bióticos y abióticos. Ecosistemas Año XII No. 1/2003.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University. Press. Princeton.
- Manzanilla, H. 1974. Investigaciones edpidométricas y silvícolas en bosques mexicanos de *Abies religiosa*. INIF. México.
- Matlaga, D. P. y C. C. Horvitz. 2009. Growth and survival across a gap-understory gradient: Contrasts in performance of sexually vs. clonally produced offspring. American Journal of Botany 96: 439-447
- Matteucci, S. D., y A. Colma. 1982. Metodología para el Estudio de la Vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington D.C.
- Martínez, G. 2004. Efecto de la perturbación crónica sobre la integridad biológica de las comunidades vegetales de Concepción Buenavista, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- McCune, B. y M. J. Mefford. 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Versión 5.10 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Melo, G. C., y S. G. Alfaro. 2000. Vegetación. En G. Garza, (ed.). La Ciudad de México en el fin del segundo milenio. Gobierno del Distrito Federal y el Colegio de México, México, D. F. pag. 768
- Monroy-Vilchis, O. 2003. Principios Generales de Biología de la Conservación. en Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy (editores).2006. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. INE, México.
- Montgomery, R. A. y R. L. Chazdon. 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in old-growth and second-growth tropical rain forests. Ecology 82, 2707-2718.
- Moreno C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M & T – Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza.
- Mostacedo B. y T. Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. Santa Cruz Bolivia.
- Narave, F. 1985. La vegetación del Cofre de Perote, Veracruz, México. Biótica 10: 35-64.
- Nathan, R. y H. C. Muller- Landau. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitmen. Trends in Ecology and Evolution, 15: 278-285.



- Nava, M. 2003. Los bosques de la cuenca alta del río Magdalena, D.F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad. Tesis de Licenciatura. Biología. Facultad de Ciencias. UNAM, México, D.F.
- Nicotra, A. B., Chazdon, R. L. y S. V. B. Iriarte. 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forest. *Ecology* 80. 1908-1926.
- Nieto de Pascual P., C. 1987. Análisis estructural de las comunidades forestales de la Sierra del Ajusco, México. Tesis de Maestría en Ciencias. UNAM. México D. F.
- Nieto de Pascual P., C. 1995. Estudio sinecológico del bosque de oyamel de la cañada de Contreras, Distrito Federal. *Revista Ciencia Forestal en México* 20:33.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain biodiversity. *BioScience* 33:700-706.
- Olivero, A. M., y D. M. Hix. 1998. Influence of aspect and stand age ground flora of southeastern Ohio forest ecosystems. *Plant Ecology* 139:177-187.
- Ontiveros, A. 1980. Análisis físico y algunos aspectos socioeconómicos de la Cuenca del Río Magdalena. UNAM, México.
- Pabs, R. J. y T. A. Spies. 1999. Structure and composition of unmanaged riparian forest in the coastal mountains of Oregon, USA. *Can. J. For. Res.* 29: 1557-1573.
- Palma, A. y A. S. Sánchez. 2005. La Fotografía Aérea en la Planeación y Manejo de los Recursos Naturales. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Palmer, W. M. 2003. Ordination methods for ecologists. <http://www.carex.osuunx.ucc.okstate.edu>
- Pardos, M., Montes, F., Aranda, I. y I. Cañellas. 2007. Influence of environmental condition on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) germinant survival and diversity in central Spain. *Eur. J. Forest Res.* 126, 37-47.
- Pearcy, R. W. 1989. Radiation and light measurements. En: Pearcy R. W., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A. y R. W. Rundel, edits. *Plant Physiological ecology: field methods and instrumentation*. Chapman and Hall, New York. Págs. 353-359.
- Peet, K. R. 1988. Forests of the Rocky Mountains. In: Barbour, M. G. y W. D. Billings (eds.). *North American Terrestrial Vegetation*. Cambridge University Press. pp. 63-101.
- Pinto, M. 2000. Los bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) cham, & schl., y sus etapas de sustitución en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca: un enfoque fitosociológico. UNAM, México.
- Pisanty, I. 2000. Ecosistema y áreas verdes urbanas. En G. Garza, editor. *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Gobierno del Distrito Federal y El Colegio de México, México, D. F. Pag. 768
- Price, P. W. 1984. Patterns in communities along latitudinal gradients. En: Price, P. W., Lewinsohn, T. M., Fernández, G. W. y W. W. Benson (eds). *Plant-Animal Interaction: Evolutionary, Ecology in Tropical and Temperature regions*. John Willey and Sons. New York. pp 51-69.



- Ramamoorthy, T. P., y M. Elliot. 1993. Mexican Lamiaceae: Diversity, distribution, endemism and evolution. Pag. 513-539 en T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa, editores. Biological diversity of México: Origins and distribution. Oxford University Press Nueva York.
- Rees, M., P. J. Grubb, y D. Kelly. 1996. Quantifying the impact of competition and spatial heterogeneity on the structure and dynamics of a four species guild of winter annuals. *American Naturalist* 147:1-32.
- Retuerto, R. y A. Caballeira. 2004. Estimating plant response to climate by direct gradient analysis and geographic distribution analysis. *Plant Ecology* 170: 185-202.
- Rey, P. J. y J. M. Alcántara. 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88: 622-633.
- Rich, P. M. 1989. A manual for analysis of hemispherical canopy photography, report No. LA-11733. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New México, USA.
- Ricklefs, R. E. 1992. *Ecology*, Nueva York.
- Rivas, M. 1995. Clasificación Bioclimática de la Tierra. *Folia Botánica Matritensis* 16.
- Rosenberg, D. B., y S. M. Freedman. 1994. Temporal heterogeneity and ecological community structure. *International Journal of Environmental Studies* 46:97-102.
- Rozzi, R., Primarck R., Feinsinger P., Dirzo R. y F. Massardo. 2001. ¿Qué es la biología de la conservación? En: Primarck R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R. y F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México. pp 45-58.
- Ruiz-Jímenez, C., Meave, J. y J. Contreras. 1999. El bosque mesófilo de la región de Puerto Soledad (Oaxaca), México: Análisis estructural. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73: 17-34.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*, México, D. F.
- Rzedowski, J. 1991a. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica mexicana. *Acta Botánica Mexicana*.
- Rzedowski, J. 1991b. El endemismo de la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*.
- Sánchez, O. 1996. Biodiversity conservation, áreal connectivity and the developing countries. Report presented to the Wildlands Project meeting 9-12 may, 1996. The Wildlands Project, Tucson, Az.
- Sánchez, O. 2003. *Biología de la Conservación a Escala de Ecosistemas: Algunas bases para el seguimiento de unidades del paisaje*. en Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O, Monroy (editores).2006. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. INE, México.
- Sánchez, R. J. 2003. Estructura de la vegetación arbórea y listado florístico de un área protegida en el volcán Iztaccíhuatl. Tesis Licenciatura, Biología. Escuela de Ciencias. Universidad de las Américas Puebla.



- Sánchez-González, A., López-Mata, L. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 74(1): 47-71.
- Sánchez-González, A., López-Mata, L. y D. Granados-Sánchez. 2005. Semejanza florística entre los bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schtdl. de la Faja Volcánica Transmexicana. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*:62-76.
- Sánchez-González A., López-Mata, L. y H. Vibrans. 2006. Composición y patrones de distribución geográfica de la flora del Bosque de Oyamel del Cerro Tláloc, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, diciembre, Número 079. pp. 67-78. Distrito Federal, México.
- Sánchez-Velásquez, I. R., Pineda, M. del R. y A. Hernández. 1991. Distribución y estructura de la población de *Abies religiosa* (H.B.K) Schl. et Cham., en el Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana* No, 16. Instituto de Ecología A. C. pp 45-55.
- Santibáñez, G. 2005. Caracterización de la Heterogeneidad ambiental en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis Licenciatura. Biología. UNAM.
- SEMARNAP. 1998. Diagnóstico de la deforestación en México. Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección General Forestal, Unidad del Inventario Nacional de Recursos Naturales, México, D.F.
- Soulé, M. 1991. Conservation: Tactics for a constant crisis. *Science* 253: 727-734.
- Southwood, T. R. E. 1978. *Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations.* Chapman and Hall, Londres.
- Statsoft Inc. 2001. *STATISTICA for Windows. Manual Ver. 6.0.* Tulsa, Oklahoma.
- Stewart, A. J. A., John E. A. y M. J. Hutchings. 2000. The world is heterogeneous: ecological consequences of living in a patchy environment. Pag 1-7 en M. J. Hutchings, E. A. John, y A. J. A. Stewart, editores. *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity.* The British Ecological Society.
- Styles, B. T. 1993. Genus: *Pinus*: A Mexican purview. Pag. 394-420 en T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa, editores. *Biological diversity of México: Origins and distribution.* Oxford University Press Nueva York.
- Stoll, A. 2007. Hemerobia: una medida para evaluar el estado de conservación de las comunidades vegetales nativas. *Chloris Chilensis*, Año 10 No. 2. <http://www.chlorischile.cl>
- Ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69:69-77.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación.* Ed. Omega. Barcelona.



- Toledo, V. M., y M. d. J. Ordoñez. 1993. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. Pag. 792 en T. P. Ramamoorthy, R. Bye, y J. Fa, editores. Diversidad biológica de México: orígenes y distribución. Instituto de Biología, UNAM., México.
- Usher, M. B. 1986. Wildlife Conservation Evaluation. Chapman and Hall. Londres.
- Valladares, F. 2003. Light heterogeneity and plants: from ecophysiology to species coexistence and biodiversity. Pags: 439-471 En: Essee K., Luttge, U., Beyschlag, W. y F. Hellwig, edit. Progress in Botany. Springer Verlag, Heidelberg.
- Valladares, F. 2004a. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF. S. A. Madrid. Pag 69-99.
- Valladares, F. 2004b. El ambiente lumínico de los sotobosques ibéricos. Quercus 215: 28-34.
- Vázquez-García, J. A. 1993. Cloud forest archipelagos: Preservation of fragmented montane ecosystems in tropical América. En: Hamilton, L. S., Juvik, J. O. y F. N. Scatena. (eds). Proceeding of the International Symposium on Tropical Montane Cloud Forest. pp. 203-216. UNESCO. San Juan Puerto Rico.
- Vega E. y E. Peters. 2003. Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. En: en Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O, Monroy (editores). 2006. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. INE, México.
- Vela, G. L., Boyás, J. C., Hernández, A., Mancero, A. Y a. Rodriguez. 1976. El Nevado de Toluca. Ciencia Forestal 1: 53-61.
- Velázquez, A. 1994. Multivariate analysis of the vegetation of the volcanoes Tlaloc and Pelado, México. Journal of Vegetation Science 5: 263-270.
- Velázquez, A. y A. M. Cleef. 1993. The plant communities of the volcanoes "Tlaloc" and "Pelado", México. Phytocoenología 22: 145-191.
- Velázquez, A. y F. J. Romero. 1999. Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: Bases para el ordenamiento ecológico. Universidad Autónoma Metropolitana y Secretaría del Medio Ambiente, Ciudad de México.
- Velázquez, A. y G. Bocco. 2003. La ecología del paisaje y su potencial para acciones de conservación de ecosistemas templados de montaña. en Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O, Monroy (editores).2006. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. INE, México.
- Whittaker, R. H. 1966. Forest dimensions and production in the Great Smoky Mountains. Ecology 47, 103-121.



- Wiens, J. A. 2000. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. Pag. 9-27 en M. J. Hutchings, E. A. John, y A. J. A. Stewart, editores. *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*. The British Ecological Society.
- Wu, J. y O. L. Loucks. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70 (4).
- Zamora, R. 2001. Investigación y conservación en los espacios naturales protegidos del siglo XXI. *Quercus* 181: 63-65.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4ª. Ed. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Zavala, J. A. 1986. *Introducción al Enfoque Multivariado en Estudios de Vegetación*. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Cuadernos de Divulgación. No. 26. Veracruz.
- Zavala, M. A. y T. V. Burkey. 1997. Application of ecological models to landscape planning: the case of the Mediterranean basin. *Landscape and Urban planning*. 38: 213-227.
- Zavala, M. A., Zamora R., Pulido F., Blanco J. A., Imbert J. B., Marañón T., Castillo F. J. y F. Valladares. 2004. Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenibles del bosque mediterráneo. Capítulo 18 en: Valladares, F. 2004a. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF. S. A. Madrid. Pag 509-529.
- Zonneveld, L. S. 1979. *Land evaluation and Landscapes Science*. ITC, Enschede, The Netherlands.



Anexos



ANEXO 1

Unidades y número de parcelas muestreadas, su ubicación, altitud, orientación de ladera y pendiente. Coordenadas según el sistema UTM NAD-27.

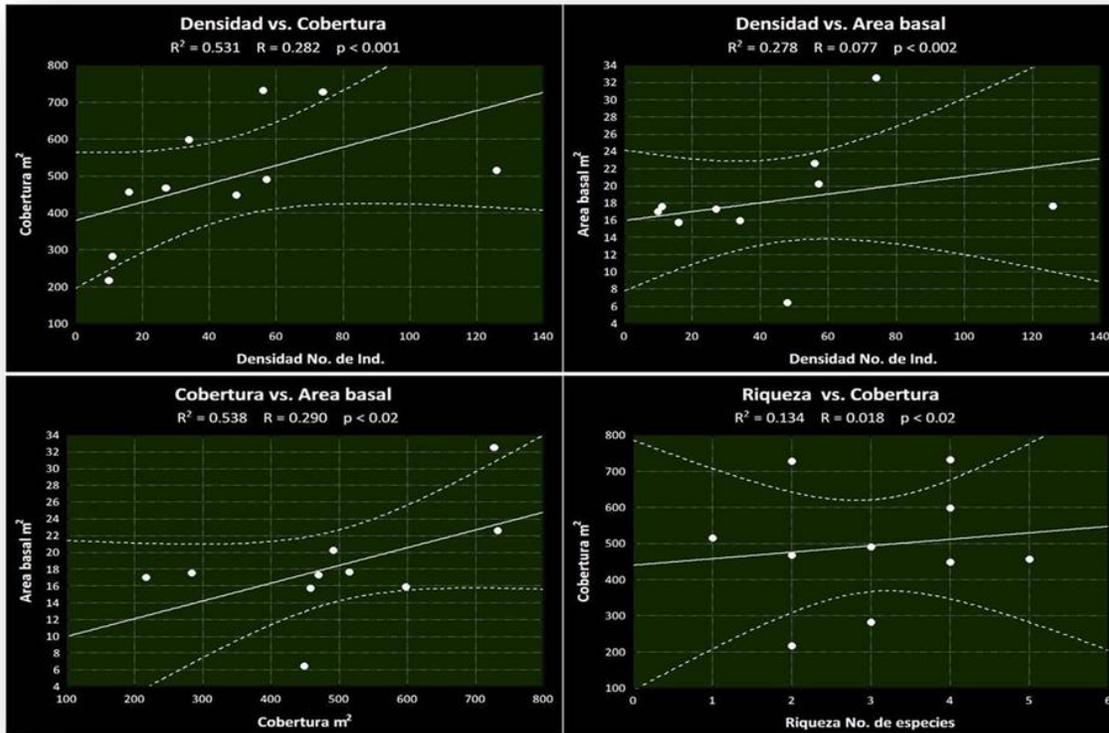
UNIDAD	PARCELA	LONGITUD	LATITUD	ALTITUD m. s. n. m	ORIENTACIÓN	PENDIENTE (°)
1	1	469680	2132433	3150	SO	17.0
1	2	468563	2132315	3320	SE	29.0
1	3	470563	2132462	2870	SE	12.0
2	1	468650	2130476	3330	E	15.0
2	2	469776	2130943	3074	O	10.0
2	3	469809	2131614	2960	NO	18.0
3	1	469857	2130742	2998	S	22.0
3	2	469628	2130524	2980	NO	20.0
4	1	470095	2130368	3030	NF	50.0
4	2	470419	2131216	2435	E	35.0
4	3	470871	2131801	2935	NE	32.0
6	1	469817	2130092	3050	N	8.0
6	2	469953	2129527	3190	NO	9.0
6	3	469991	2129771	3280	N	18.5
7	1	469391	2129999	3180	NE	27.0
7	2	469351	2129557	3375	N	28.0
7	3	469243	2129974	3110	O	20.0
7	4	469081	2129753	3120	O	34.0
7	5	468945	2129402	3210	O	27.0
8	1	468761	2130122	3175	N	29.0
8	2	468648	2129673	3190	SE	35.0
8	3	467997	2129345	3300	S	25.0
8	4	468281	2130031	3320	E	10.0
8	5	467624	2129814	3449	NE	8.0
9	1	468275	2129025	3280	NE	10.0
9	2	468532	2129303	3300	N	8.0
9	3	468760	2129338	3250	N	10.0
9	4	468697	2128927	3370	O	26.5
10	1	467216	2128899	3380	N	22.0
10	2	467502	2129088	3330	N	25.0
11	1	466567	2129698	3490	S	30.0
11	2	466051	2128635	3600	E	15.0
11	3	466930	2129472	3450	S	27.0
11	4	467316	2129836	3500	E	17.0
11	5	466624	2128941	3465	E	23.0



ANEXO 2

ESTRUCTURA CUANTITATIVA A ESCALA DE UNIDADES DE PAISAJE

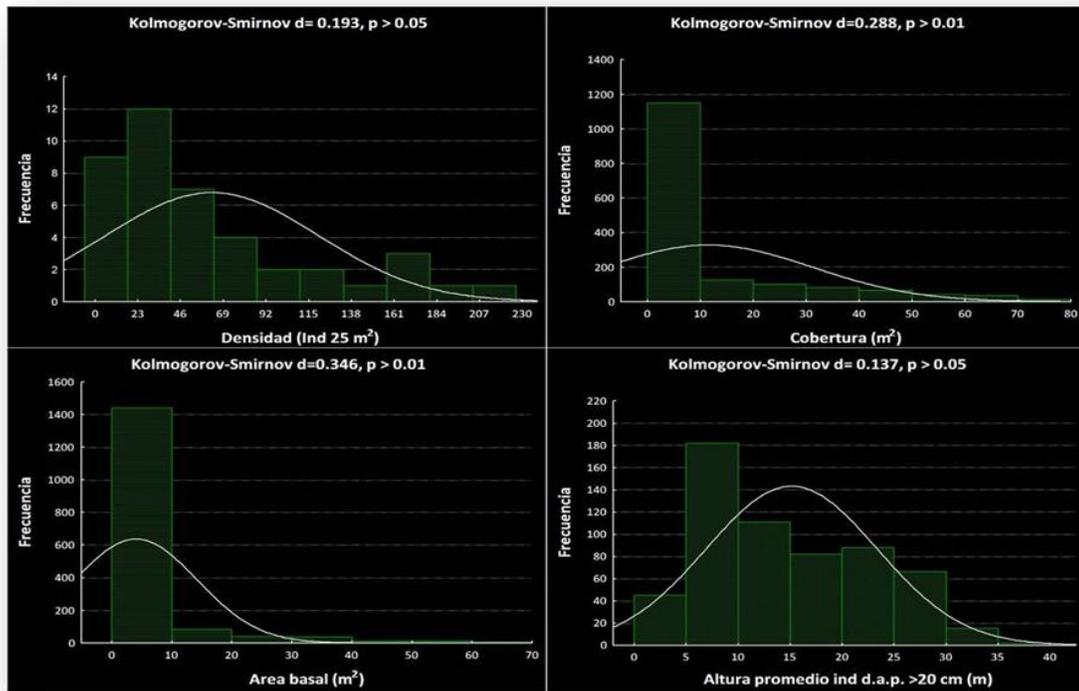
Relación entre las variables estructurales.



Relación entre las variables estructurales de las 11 unidades de paisaje. Se muestra los valores de r y el coeficiente correlación con su probabilidad asociada.

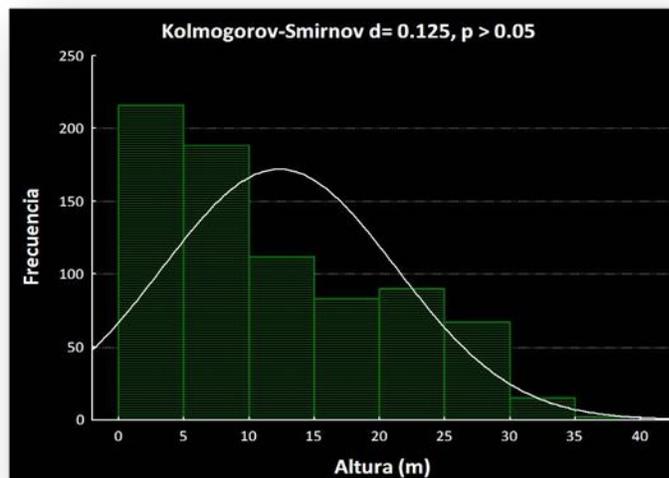


Estructura horizontal.



Distribución de frecuencias de las variables estructurales de las 11 unidades de paisaje. Se muestra la curva normal y el estadístico d de Kolmogorov-Smirnov con su probabilidad asociada.

Estructura vertical.



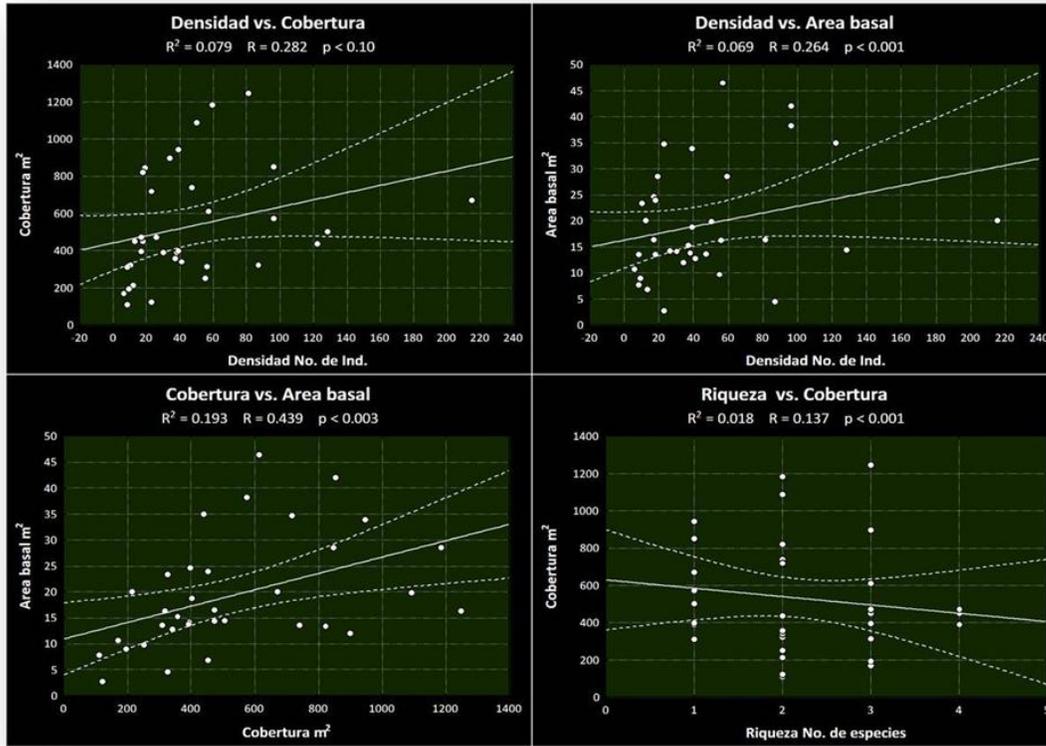
Distribución de frecuencias de alturas de las especies arbóreas. Se muestra la curva normal y el estadístico d de Kolmogorov-Smirnov con su probabilidad asociada.



ANEXO 3

ESTRUCTURA CUANTITATIVA POR PARCELA

Relación entre las variables estructurales.



Relación entre las variables estructurales de las 11 unidades de paisaje. Se muestra los valores de r y el coeficiente correlación con su probabilidad asociada.

Estructura de la vegetación de las parcelas de las unidades de paisaje de la Cuenca del Río Magdalena.



PARCELA	DENSIDAD (Ind 625 m ²)	COBERTURA (m ² 625 m ²)	AREA BASAL (m ² 625 m ²)	DENSIDAD (Ind por ha-1)	COBERTURA (m ² ha -1)	AREA BASAL (m ² ha -1)	PROMEDIO DE ALTURA (dap ≥ a 20 cm)
1.1	10	325.04	23.37	160	5200.6	373.99	20.55
1.2	12	214.22	20.01	192	3427.5	320.19	22.93
1.3	8	111.64	7.79	128	1786.3	124.7	18.75
2.1	55	250.23	9.78	880	4003.7	156.49	22.50
2.2	19	845.60	28.52	304	13529.5	456.36	19.72
2.3	8	310.31	13.56	128	4965.0	216.89	23.33
3.1	6	169.30	10.74	96	2708.8	171.90	19.30
3.2	17	396.31	24.56	272	6341.0	392.98	13.89
4.1	23	122.58	2.80	368	1961.3	44.74	7.96
4.2	34	897.47	12.04	544	14359.5	192.69	13.94
4.3	87	325.31	4.55	1392	5204.9	72.84	12.03
6.1	18	450.60	24.01	288	7209.7	384.23	19.45
6.2	17	471.80	16.47	272	7548.8	263.58	14.95
6.3	13	451.11	6.91	208	7217.8	110.57	19.31
7.1	59	1183.50	28.59	944	18936.0	457.43	13.18
7.2	9	196.24	9.05	144	3139.8	144.76	15.69
7.3	26	472.70	14.36	416	7563.2	229.81	14.01
7.4	30	393.00	14.21	480	6288.1	227.35	10.51
7.5	47	739.59	13.62	752	11833.4	217.94	11.25
8.1	56	316.63	16.32	896	5066.1	261.11	15.72
8.2	81	1246.66	16.36	1296	19946.5	261.70	14.41
8.3	50	1089.73	19.91	800	17435.6	318.59	13.34
8.4	38	390.67	13.83	608	6250.7	221.23	17.78
8.5	57	613.45	46.54	912	9815.3	744.66	19.90
9.1	41	340.96	12.82	656	5455.4	205.08	9.20
9.2	128	504.08	14.48	2048	8065.3	231.62	15.07
9.3	23	717.23	34.78	368	11475.6	556.40	21.91
9.4	39	401.69	18.78	624	6427.1	300.51	23.13
10.1	215	671.34	20.03	3440	10741.4	320.44	15.17
10.2	37	357.86	15.29	592	5725.8	244.61	14.42
11.1	122	438.54	35.03	1952	7016.7	560.46	12.04
11.2	96	853.31	42.13	1536	13653.0	674.04	11.09
11.3	96	574.46	38.30	1536	9191.4	612.81	18.79
11.4	39	946.05	33.95	624	15136.9	543.26	18.22
11.5	18	821.23	13.54	288	13139.7	216.58	17.94
PROMEDIO	46.7	531.7	19.34	746.97	8507.6	309.50	16.32
DES.V. EST.	43.7	300.2	10.8	699.3	4802.5	172.4	4.2
C. V. %	93.6	56.4	55.7	93.6	56.4	55.7	25.5

Las barras representan el porcentaje respecto al valor máximo. C.V. = Coeficiente de Variación.

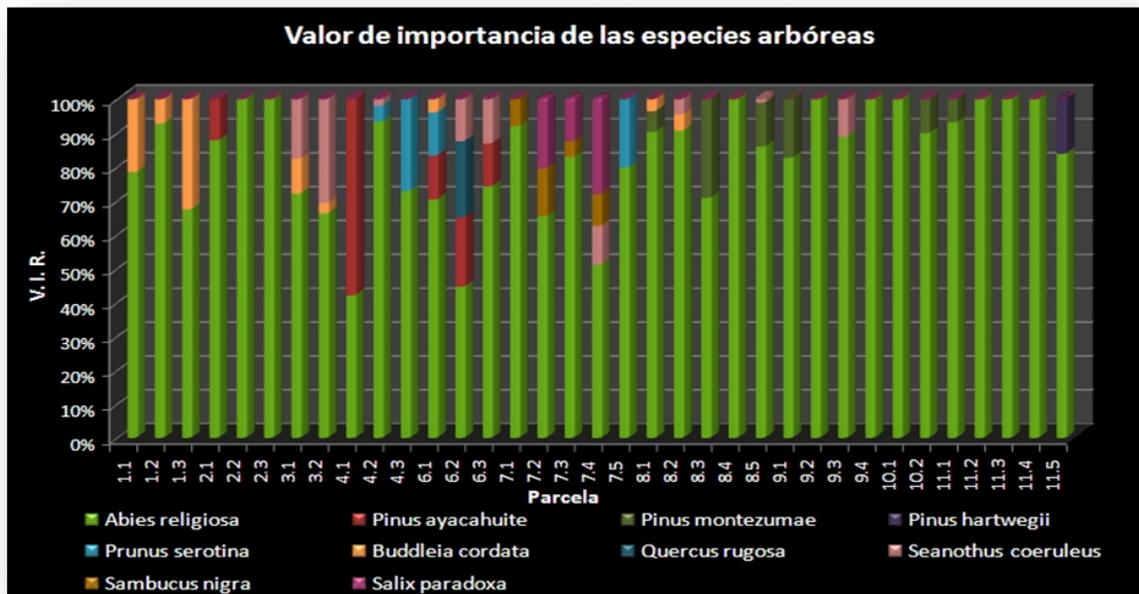


Síntesis estructural por especie

Distribución de especies arbóreas por parcela del Bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.

Especies	Parcelas																																						
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	4.1	4.2	4.3	6.1	6.2	6.3	7.1	7.2	7.3	7.4	7.5	8.1	8.2	8.3	8.4	8.5	9.1	9.2	9.3	9.4	10.1	10.2	11.1	11.2	11.3	11.4	11.5				
<i>Abies religiosa</i> (H. B. K.)	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	Tree	
<i>Buddleia cordata</i> Kunth.	Tree	Tree	Tree				Tree	Tree				Tree								Tree	Tree																		
<i>Pinus ayacahuite</i> Shaw				Tree					Tree			Tree	Tree	Tree																									
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.																																						Tree	
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.																				Tree	Tree			Tree	Tree							Tree	Tree						
<i>Prunus serotina</i> Kunth.										Tree	Tree	Tree								Tree																			
<i>Quercus rugosa</i> Née.														Tree																									
<i>Salix paradoxa</i> H. B.K.																	Tree	Tree	Tree																				
<i>Sambucus nigra</i> L.																Tree	Tree	Tree	Tree																				
<i>Ceanothus coeruleus</i> Lag.							Tree	Tree		Tree			Tree	Tree					Tree				Tree			Tree													

Valor de Importancia.



Valor de importancia de las 10 especies arbóreas en cada parcela del bosque de *Abies religiosa* de la Cuenca del Río Magdalena.



Diversidad α .

Valores de riqueza específica por parcela

Parcelas	Diversidad α				
	<i>S</i>	<i>H'</i>	<i>D</i>	α	<i>E</i>
1.1	2	0.55	1.75	0.71	0.79
1.2	2	0.60	1.66	0.73	0.87
1.3	2	0.66	1.65	0.88	0.95
2.1	2	0.70	1.62	0.99	1.01
2.2	1	0.71	1.60	1.06	0.00
2.3	1	0.71	1.57	1.12	0.00
3.1	3	0.71	1.54	1.17	0.65
3.2	3	0.71	1.51	1.20	0.65
4.1	2	0.70	1.49	1.22	1.01
4.2	3	0.70	1.48	1.25	0.64
4.3	2	0.70	1.47	1.28	1.01
6.1	4	0.70	1.46	1.30	0.50
6.2	4	0.71	1.47	1.33	0.51
6.3	3	0.71	1.46	1.35	0.65
7.1	2	0.71	1.45	1.37	1.02
7.2	3	0.71	1.44	1.37	0.65
7.3	3	0.70	1.42	1.37	0.64
7.4	4	0.70	1.42	1.39	0.50
7.5	2	0.70	1.42	1.40	1.01
8.1	3	0.69	1.41	1.39	0.63
8.2	3	0.69	1.41	1.39	0.63
8.3	2	0.69	1.40	1.39	1.00
8.4	1	0.69	1.40	1.38	0.00
8.5	3	0.69	1.40	1.39	0.63
9.1	2	0.69	1.40	1.39	1.00
9.2	1	0.69	1.40	1.39	0.00
9.3	2	0.69	1.39	1.39	1.00
9.4	1	0.70	1.40	1.40	0.00
10.1	1	0.70	1.40	1.40	0.00
10.2	2	0.70	1.40	1.39	1.01
11.1	2	0.70	1.40	1.40	1.01
11.2	1	0.70	1.39	1.40	0.00
11.3	1	0.70	1.40	1.41	0.00
11.4	1	0.70	1.39	1.41	0.00
11.5	2	0.69	1.39	1.41	1.00
Promedio	2.17	0.69	1.46	1.28*	0.60
D.E.	0.92	0.03	0.09	0.19*	0.40
C.V. %	2.35	22.12	15.77	6.70*	1.51

(*S*), Shannon-Wiener (*H'*), Simpson (*D*), Alfa de Fisher acumulado (α) y Equitatividad (*E*) para las parcelas. Desviación estándar (D. E.) y Coeficiente de Variación (C. V.%).

Índices de Similitud de Jaccard y Sørensen (porcentual) para las 35 parcelas. Los valores mínimos se presentan en rojo y los valores máximos en negritas.

Parcelas	Diversidad β																	Jaccard																		
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	4.1	4.2	4.3	6.1	6.2	6.3	7.1	7.2	7.3	7.4	7.5	8.1	8.2	8.3	8.4	8.5	9.1	9.2	9.3	9.4	10.1	10.2	11.1	11.2	11.3	11.4	11.5	
1.1		100	100	33	50	50	66	66	33	25	33	50	20	25	33	25	25	20	33	66	66	33	50	25	33	50	33	50	50	33	33	50	50	50	50	33
1.2	100		100	33	50	50	66	66	33	25	33	50	20	25	33	25	25	20	33	66	66	33	50	25	33	50	33	50	50	33	33	50	50	50	50	33
1.3	100	100		33	50	50	66	66	33	25	33	50	20	25	33	25	25	20	33	66	66	33	50	25	33	50	33	50	33	33	50	50	50	50	50	33
2.1	50	50	50		50	50	25	25	100	25	33	50	50	66	33	25	25	20	33	25	25	33	50	25	33	50	33	50	50	50	33	50	50	50	50	33
2.2	66	66	66	66		100	33	33	50	33	50	25	25	33	50	33	33	25	50	33	50	50	100	33	50	100	50	100	100	50	50	100	100	100	100	50
2.3	66	66	66	66	100		33	33	50	33	25	25	33	50	33	33	25	50	33	33	50	100	33	50	100	50	100	100	100	50	50	100	100	100	100	50
3.1	80	80	80	40	50	50		100	25	50	25	40	40	50	25	20	20	40	25	50	100	25	33	50	25	33	66	33	33	25	25	33	33	33	33	25
3.2	80	80	80	40	50	50	100		25	50	25	40	40	50	25	20	20	40	25	50	100	25	33	50	25	33	66	33	33	25	25	33	33	33	33	25
4.1	50	50	50	100	66	66	40	40		25	33	50	50	66	33	25	25	20	33	25	25	33	50	25	33	50	33	50	33	33	50	50	50	50	33	
4.2	40	40	40	40	50	50	66	66	40		66	40	40	50	25	20	20	40	66	20	50	25	33	50	25	33	66	33	33	25	25	33	33	33	25	
4.3	50	50	50	50	66	66	40	40	40	80		50	20	25	33	25	25	20	100	25	25	33	50	25	33	50	33	50	33	33	50	50	33	33	50	33
6.1	66	66	66	66	40	40	57	57	50	57	66		33	40	20	16	16	14	50	40	20	20	25	16	20	25	20	25	25	20	20	25	25	25	20	
6.2	33	33	33	66	40	40	57	57	66	57	33	50		75	20	16	16	33	20	16	40	20	25	40	20	25	50	25	25	20	20	25	25	25	20	
6.3	40	40	40	80	50	50	66	66	66	66	40	57	85		25	20	20	40	25	20	50	25	33	50	25	33	66	33	33	25	25	33	33	33	25	
7.1	50	50	50	50	66	66	40	40	80	40	50	33	33	40		66	66	50	33	25	25	33	50	33	33	50	33	50	50	33	33	50	50	50	33	
7.2	40	40	40	40	50	50	33	33	50	33	40	28	28	33	80		100	75	25	20	20	25	33	25	25	33	25	33	33	25	25	33	33	33	25	
7.3	40	40	40	40	50	50	33	33	40	33	40	28	28	33	80	100		75	25	20	20	25	33	20	25	33	25	33	25	25	33	33	33	25		
7.4	33	33	33	33	40	40	57	57	40	57	33	25	50	57	66	85	85		20	16	40	20	25	40	20	25	25	25	20	20	25	25	25	25	20	
7.5	50	50	50	50	66	66	40	40	33	80	100	66	33	40	50	40	40	33		25	25	33	50	25	33	50	33	50	33	33	50	50	50	50		
8.1	80	80	80	40	50	50	66	66	40	33	40	57	28	33	40	33	33	28	40		50	66	33	50	66	33	25	33	33	66	66	33	33	25		
8.2	80	80	80	40	50	50	100	100	40	66	40	57	57	66	40	33	33	57	40	66		25	33	50	25	33	66	33	33	25	25	33	33	33	25	
8.3	50	50	50	50	66	66	40	40	50	40	50	33	33	40	50	40	40	33	50	80	40		50	66	100	50	33	50	50	100	100	50	50	50	33	
8.4	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	40	50	66	50	50	40	66	50	50	66		33	50	100	50	100	100	50	50	100	100	50	66	
8.5	40	40	40	40	50	50	66	66	40	66	40	28	57	66	40	33	33	57	40	66	66	80	50		66	33	66	33	66	66	33	33	33	25		
9.1	50	50	50	50	66	66	40	40	50	40	50	33	33	40	50	40	40	33	50	80	40	100	66	80		50	33	50	33	100	100	50	50	50	33	
9.2	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	40	50	66	50	50	40	66	50	50	66	100	50	66		50	50	100	50	50	100	100	100	50	
9.3	50	50	50	50	66	66	80	80	50	80	50	33	66	80	50	40	40	66	50	40	80	50	66	80	50	66		50	50	33	50	50	50	50		
9.4	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	40	50	66	50	50	40	66	50	50	66	100	50	66	100	50	66	100	100	50	50	100	100	50	
10.1	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	40	50	66	50	50	40	66	50	50	66	100	50	66	100	50	66	100	100	50	50	100	100	50	
10.2	50	50	50	50	66	66	40	40	50	40	50	33	33	40	50	40	40	33	50	80	40	100	66	80	100	66	50	66	66	100	50	50	50	33		
11.1	50	50	50	50	66	66	40	40	50	40	50	33	40	40	50	40	40	33	50	50	40	100	66	80	100	66	50	66	66	100	50	50	50	33		
11.2	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	40	50	66	50	50	40	66	50	50	66	100	50	66	100	66	100	100	66	66	100	100	50		
11.3	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	40	50	66	50	50	40	66	50	50	66	100	50	66	100	66	100	100	66	66	100	100	50		
11.4	66	66	66	66	100	100	50	50	66	50	66	40	33	50	66	50	50	40	66	50	50	66	100	50	66	100	66	100	100	66	66	100	100	50		
11.5	50	50	50	50	66	100	40	40	50	40	50	33	40	40	50	40	40	33	50	40	40	50	66	40	50	66	50	66	66	50	50	66	66	66		

Sørensen

Similitud %



ANEXO 4

Unidad 1. En esta unidad se muestrearon sitios cuya altitud menor es de 2900 y la altitud mayor es 3300 m s. n. m. ($\bar{x} = 3150 \pm D.E. 202$ m s. n. m.), orientación suroeste, con pendientes de 14 a 20° de inclinación ($\bar{x} = 17 \pm 3.2^\circ$), con una temperatura ambiental de 17 a 25°C ($\bar{x} = 21.5 \pm 4.3^\circ\text{C}$), la temperatura del suelo oscila de 14 a 20°C ($\bar{x} = 17.4 \pm 2.8^\circ\text{C}$), la humedad relativa es de 56 a 65% ($\bar{x} = 60.8 \pm 4.6\%$). La luz a nivel de 0 m varía entre 103 y 175 μmoles ($\bar{x} = 139.2 \pm 36 \mu\text{moles}$) y la luz a nivel de 1 m de 281 a 367 μmoles ($\bar{x} = 324.2 \pm 43 \mu\text{moles}$), la fracción de apertura de dosel se registró de 4 a 6% ($\bar{x} = 5.4 \pm 1.3\%$) y el factor de sitio global de 10 a 14% ($\bar{x} = 12.28 \pm 2.24\%$).

Unidad 2. Los sitios tienen una altitud de 2900 a 3300 m s. n. m. ($\bar{x} = 3120 \pm 189$ m s. n. m.), orientaciones noroeste, oeste y este, con pendientes de 10 a 18° ($\bar{x} = 14.3 \pm 4^\circ$), con una temperatura ambiental de 17 a 20°C ($\bar{x} = 19 \pm 1.09^\circ\text{C}$), la temperatura de suelo de 9 a 15 °C ($\bar{x} = 8 \pm 2.78^\circ\text{C}$), la humedad relativa es de 49 a 78% ($\bar{x} = 62.3 \pm 14.95\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 79 a 189 μmoles ($\bar{x} = 137.60 \pm 55.37 \mu\text{moles}$) y la luz a nivel de 1 m de 200 a 444 μmoles ($\bar{x} = 327.5 \pm 122.32 \mu\text{moles}$), la fracción de apertura de dosel fue de 11 a 15% ($\bar{x} = 13.4 \pm 2.06\%$) y el factor de sitio global de 10 a 27% ($\bar{x} = 21.31 \pm 9.3\%$).

Unidad 3. Los sitios presentan una altitud de 2900 m s. n. m. ($\bar{x} = 2989 \pm$ m s. n. m.), orientaciones noroeste y sur, con pendientes de 20 a 22° ($\bar{x} = 21 \pm 1.4^\circ$), con una temperatura ambiental de 15 a 16°C ($\bar{x} = 15.6 \pm 0.88^\circ\text{C}$), la temperatura de suelo de 7 a 9 °C ($\bar{x} = 8 \pm 1.3^\circ\text{C}$), la humedad relativa es de 49 a 59% ($\bar{x} = 54.3 \pm 6.54\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 198 a 203 μmoles ($\bar{x} = 200.8 \pm 3.2 \mu\text{moles}$) y la luz a nivel de 1 m de 410 a 475 μmoles ($\bar{x} = 443.07 \pm 46.35 \mu\text{moles}$), la fracción de apertura de dosel fue de 13 a 15% ($\bar{x} = 14.20 \pm 1.05\%$) y el factor de sitio global de 28 a 30% ($\bar{x} = 29 \pm 0.7\%$).

Unidad 4. Los sitios registran una altitud de 2400 a 3030 m s. n. m. ($\bar{x} = 2800 \pm 319.6$ m s. n. m.), orientaciones norte y noreste, con pendientes de 32 a 50° ($\bar{x} = 39 \pm 9.6^\circ$), con una temperatura ambiental de 17 a 19°C ($\bar{x} = 18.1 \pm 1.02^\circ\text{C}$), la temperatura de suelo de 10 a 14 °C ($\bar{x} = 12.3 \pm 2.08^\circ\text{C}$), la humedad relativa es de 74 a 78% ($\bar{x} = 75.9 \pm 2.01\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 119 a 129 μmoles ($\bar{x} = 123.28 \pm 5.28 \mu\text{moles}$) y la luz a nivel de 1 m de 202 a 264 μmoles ($\bar{x} = 329.41 \pm 32.75 \mu\text{moles}$), la fracción de apertura de dosel fue de 5 a 12% ($\bar{x} = 8.96 \pm 3.63\%$) y el factor de sitio global de 11 a 19% ($\bar{x} = 16.25 \pm 3.99\%$).

Unidad 6. Los sitios tienen una altitud de 3050 a 3298 m s. n. m. ($\bar{x} = 3170 \pm 116$ m s. n. m.), orientaciones norte y noroeste, con pendientes de 8 a 18.5° ($\bar{x} = 11.8 \pm 5.8^\circ$), con una temperatura ambiental de 18 a 21°C ($\bar{x} = 19.8 \pm 1.66^\circ\text{C}$), la temperatura de suelo de 11 a 18 °C ($\bar{x} = 13.6 \pm 4.02^\circ\text{C}$), la humedad relativa es de 66 a 77% ($\bar{x} = 70.3 \pm 6.05\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 170 a 226 μmoles ($\bar{x} = 200.5 \pm 28.54 \mu\text{moles}$) y la luz a nivel de 1 m de 286 a 330 μmoles ($\bar{x} = 308.9 \pm 22.24 \mu\text{moles}$), la fracción de apertura de dosel fue de 11 a 13% ($\bar{x} = 12.06 \pm 1.23\%$) y el factor de sitio global de 20 a 26% ($\bar{x} = 23.37 \pm 2.8\%$).

Unidad 7. Los sitios presentan una altitud de 3110 a 3370 m s. n. m. ($\bar{x} = 3200 \pm 106.79$ m s. n. m.), orientaciones norte, noreste y oeste, con pendientes de 20 a 34° ($\bar{x} = 27.2 \pm 5^\circ$), con una temperatura ambiental de 13.5 a 20°C ($\bar{x} = 16.6 \pm 2.53^\circ\text{C}$), la temperatura de suelo de 8 a 14 °C ($\bar{x} = 10.9 \pm 2.16^\circ\text{C}$), la humedad relativa es de 65 a 96% ($\bar{x} = 79.7 \pm 10.75\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 148 a 197 μmoles ($\bar{x} = 176 \pm 18.03 \mu\text{moles}$) y la luz a nivel de 1 m de 310 a 582 μmoles ($\bar{x} = 439.9 \pm 106.01 \mu\text{moles}$),



la fracción de apertura de dosel fue de 7 a 15% ($\bar{x} = 12.19 \pm 3.20\%$) y el factor de sitio global de 10 a 28% ($\bar{x} = 21.92 \pm 7.3\%$).

Unidad 8. Los sitios tienen una altitud de 3170 a 3450 m s. n. m. ($\bar{x} = 3280 \pm 111.19$ m s. n. m.), orientaciones norte, noreste, este, sur y sureste, con pendientes de 8 a 35° ($\bar{x} = 21.4 \pm 11.9^\circ$), con una temperatura ambiental de 14 a 20°C ($\bar{x} = 17.5 \pm 2.6$ °C), la temperatura de suelo de 9 a 12 °C ($\bar{x} = 10.5 \pm 1.07$ °C), la humedad relativa es de 64 a 84% ($\bar{x} = 73.2 \pm 8.66\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 107 a 205 μmoles ($\bar{x} = 159.6 \pm 42.88$ μmoles) y la luz a nivel de 1 m de 179 a 405 μmoles ($\bar{x} = 324.79 \pm 88.52$ μmoles), la fracción de apertura de dosel fue de 7 a 20% ($\bar{x} = 13.92 \pm 6.64\%$) y el factor de sitio global de 18 a 39% ($\bar{x} = 26.07 \pm 8.1\%$).

Unidad 9. Los sitios registran una altitud de 3250 a 3370 m s. n. m. ($\bar{x} = 3300 \pm 50.99$ m s. n. m.), orientaciones norte, noreste y oeste, con pendientes de 8 a 26° ($\bar{x} = 13.6 \pm 8.6^\circ$), con una temperatura ambiental de 15 a 17°C ($\bar{x} = 16.3 \pm 1.14$ °C), la temperatura de suelo de 5 a 8 °C ($\bar{x} = 6.7 \pm 1.0$ °C), la humedad relativa es de 38 a 76% ($\bar{x} = 58.1 \pm 15.67\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 157 a 212 μmoles ($\bar{x} = 189.6 \pm 23.09$ μmoles) y la luz a nivel de 1 m de 283 a 458 μmoles ($\bar{x} = 382.74 \pm 73.9$ μmoles), la fracción de apertura de dosel fue de 10 a 13% ($\bar{x} = 12.51 \pm 1.44\%$) y el factor de sitio global de 24 a 27% ($\bar{x} = 25.77 \pm 1.23\%$).

Unidad 10. Los sitios tienen una altitud de 3300 a 3400 m s. n. m. ($\bar{x} = 3350 \pm 35$ m s. n. m.), orientación norte, con pendientes de 22 a 25° ($\bar{x} = 23.5 \pm 2.1^\circ$), con una temperatura ambiental de 19 a 20°C ($\bar{x} = 19 \pm 1$ °C), la temperatura de suelo de 7 a 9 °C ($\bar{x} = 8.5 \pm 0.74$ °C), la humedad relativa es de 47 a 64% ($\bar{x} = 56 \pm 12.02\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 157 a 181 μmoles ($\bar{x} = 169.4 \pm 16.76$ μmoles), y la luz a nivel de 1 m de 330 a 458 μmoles ($\bar{x} = 394.57 \pm 90.62$ μmoles), la fracción de apertura de dosel fue de 19 a 21% ($\bar{x} = 20.8 \pm 1.64\%$) y el factor de sitio global de 33 a 40% ($\bar{x} = 37.34 \pm 3.52\%$).

Unidad 11. Los sitios presentan una altitud de 3400 a 3600 m s. n. m. ($\bar{x} = 3500 \pm 58.77$ m s. n. m.), orientaciones sur y este, con pendientes de 15 a 30° ($\bar{x} = 22.4 \pm 6.4^\circ$), con una temperatura ambiental de 13 a 21°C ($\bar{x} = 16.4 \pm 2.72$ °C), la temperatura de suelo de 7 a 10 °C ($\bar{x} = 9.2 \pm 1.18$ °C), la humedad relativa es de 53 a 75% ($\bar{x} = 69.1 \pm 8.69\%$). La luz a nivel de 0 m se registra de 137 a 281 μmoles ($\bar{x} = 222.4 \pm 61.28$ μmoles) y la luz a nivel de 1 m de 190 a 443 μmoles ($\bar{x} = 332.64 \pm 96.66$ μmoles), la fracción de apertura de dosel fue de 7.68 a 15% ($\bar{x} = 12.26 \pm 3.24\%$) y el factor de sitio global de 12 a 27% ($\bar{x} = 22 \pm 6.28\%$).