



**UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA**

**Diagnóstico de corredores ecológicos en
bosques mixtos de la vertiente occidental del
volcán Popocatepetl.**

Tesis que para obtener el título de Biólogo

**P R E S E N T A:
EDUARDO TORRES AGUIRRE**

Director de tesis: Dr. Arturo García Romero

**Asesor Interno: M. en C. Alberto Méndez
Méndez**

Instituto de Geografía

México D.F. Mayo de 2015





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

A mis padres: M. en C. Ismael G. Torres y CD. María S. Aguirre por todo el apoyo que siempre me han brindado. Para Xóchitl por apoyarme en todo momento y mis hermanos que me han motivado para seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS:

Un agradecimiento especial al Dr. Arturo García Romero que, como director de esta tesis, me ha ayudado y corregido en mi trabajo de investigación, por transmitirme su conocimiento y por ser accesible en cada momento que busque de su apoyo.

A el M. en C. Alberto Méndez Méndez por su gran colaboración, por su apoyo y valiosos consejos.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica DEGAPA-PAPIIT (Clave: IN301414), por su gran ayuda la cual coadyuvo al término de esta tesis.

Así también quiero agradecer a todos los compañeros que laboran en el área de Geoecología del paisaje, a cargo del Dr. Arturo, quienes directa o indirectamente me apoyaron en el trabajo de campo y gabinete.

Índice

RESUMEN	1
CAPITULO 1. MARCO TEÓRICO	3
1.1. CORREDORES ECOLÓGICOS, CONECTIVIDAD Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	3
1.1.1. Corredores ecológicos y conectividad	4
1.1.2. Conectividad de Corredores	7
1.1.3. Importancia de la conectividad para la conservación de la biodiversidad.	9
1.2. INFLUENCIA DEL EFECTO BORDE EN LA CONECTIVIDAD DE LOS CORREDORES ECOLÓGICOS	11
1.2.1. Factores Explicativos	12
CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA	18
2.1. ÁREA DE ESTUDIO Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	18
2.2. HIPOTESIS Y OBJETIVOS	21
2.2.1. Hipótesis	21
2.2.2. Objetivos	22
2.3. METODOLOGÍA	23
2.3.1. Cartografía y diagnóstico de la configuración de los fragmentos del bosque de encino-pino.	23
2.3.2. Método de muestreo en campo.	27
2.3.3. Obtención de las variables de la vegetación	29

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	37
3.1. CARACTERIZACIÓN DEL USO DEL SUELO EN EL MUNICIPIO DE ATLAUTLA EDO. DE MÉXICO	37
3.1.1. Estado actual del uso de suelo y vegetación.	37
3.2. ESTRUCTURA ESPACIAL DE LOS FRAGMENTOS DEL BOSQUE ENCINO-PINO.	43
3.2.1. Descripción de Florística de los fragmentos	46
3.2.2. Abundancia y riqueza florística	48
3.2.3. Comparación de familias principales de árboles dominantes.	52
3.2.4. Distribución diamétrica de árboles.	53
3.2.5. Distribución de alturas	54
3.3. VARIABLES DE RESPUESTA DE LA VEGETACIÓN AL EFECTO DE BORDE	57
3.3.1. Identificación y amplitud espacial de los hábitats de borde.	59
3.4. CARACTERÍSTICAS DEL BOSQUE EN HÁBITATS DE BORDE Y ÁREA NÚCLEO.	61
3.4.1. Área de Borde (0-50m)	61
3.4.2. Área Núcleo (>50m)	63
3.4.3. Diversidad de los bordes	64
3.5. DIAGNÓSTICO DEL IMPACTO DEL EFECTO BORDE EN FRAGMENTOS FORESTALES A ESCALA DE PAISAJE, E IDENTIFICACIÓN DE CORREDORES ECOLÓGICOS	66
Conclusiones	71
Bibliografía	73

Índice de Figuras

Figura 1. Tipos de corredores ecológicos.	6
Figura 2 . Tipos de Laderas.....	17
Figura 3. Imagen Satelital de Google Earth 2012 en perspectiva de Atlautla hacia el Volcán Popocatepetl.	19
Figura 4. Fotografía desde la matriz agrícola, hacia el volcán Popocatepetl	21
Figura 5. Mapa de cubiertas del suelo del municipio Atlautla.....	24
Figura 6. Barranco Huehuetla.	27
Figura 7. Ubicación de los transectos para el muestreo de la vegetación en laderas internas de barranco.	28
Figura 8. Corte perpendicular al eje principal del barranco, en el área de estudio.	29
Figura 9. Mapa de órdenes de fragmentos forestales.	45
Figura 10. Porcentaje de la Riqueza Florística de Árboles.....	49
Figura 11. Distribución borde-interior de las principales familias de árboles.....	53
Figura 12. Distribución diamétrica de árboles	54
Figura 13. Distribución de alturas de arbustos	55
Figura 14. Distribución de alturas de árboles.	55
Figura 15. Varianza acumulada (PC1 y PC2: 73.3%)	58
Figura 16. Dendograma de los grupos por análisis de conglomerados.....	60
Figura 17. Número de Familias y especies entre hábitats de borde y área núcleo.	64
Figura 18. Índices de diversidad y equitatividad por bloques de distancia.	65
Figura 19. Delimitación de núcleos en la parte occidental del Popocatepetl.	67
Figura 20. Propuesta de corredores ecológicos.	69

Índice de Tablas

Tabla 1. Variables de estructura y composición.....	34
Tabla 2. Tipos de uso de suelo y superficie total dentro del municipio de Atlautla de Victoria Edo. De México.....	43
Tabla 3. Porcentaje de familias.....	47
Tabla 4. Porcentaje y abundancia por grupo fisionómico.....	48
Tabla 5. Porcentaje de individuos por grupo fisonómico.....	51
Tabla 6 .Variables de PC1.....	58
Tabla 7 .Total de la Varianza Explicada por Componentes.....	59
Tabla 8. Resumen del ANOVA.....	61
Tabla 9. Número de individuos por grupos fisionómicos y familias por borde.....	63
Tabla 10. Área de los Fragmentos.....	68

Resumen

La presente tesis presenta una propuesta de corredores ecológicos en bosques mixtos de la vertiente occidental del volcán Popocatepetl, por medio de métricas basadas en la diversidad florístico-estructural. Las bases de datos sobre la vegetación generadas en campo son examinadas mediante un análisis de componentes principales además de llevarlas a un análisis de conglomerados, el cual nos arrojará datos de los límites de borde en los fragmentos a estudiar.

El objetivo de esta tesis es la de servir como herramienta para la formación de políticas ambientales para la designación de áreas de conservación tales como los corredores ecológicos, puesto que esta investigación es capaz de replicarse en diferentes estratos vegetativos e incluso de relieve.

En el caso de los corredores ecológicos, su objetivo es facilitar el flujo entre poblaciones, aumentando la probabilidad de supervivencia a largo plazo de las comunidades biológicas y, en última instancia de los procesos ecológicos y evolutivos.

En el área de estudio el patrón del paisaje refleja una intensa transformación cultural de los sistemas ambientales, con una extensa matriz de carácter agrícola y fragmentos forestales replegados en el sector alto del piso del bosque. Desde allí, se despliega una veintena de extensos corredores forestales, la mayoría de ellos confinados en el interior de las barrancas.

Los individuos arbóreos se distribuyeron en 7 familias que corresponden al 27.8% del total de individuos registrados, siendo Fagaceae y Ericaceae las familias mejor representadas al representar en conjunto cerca del 8% del total de individuos. *Quercus rugosa* Née fue la especie arbórea dominante al contar con el 5.2% del total de individuos.

De acuerdo al prontuario de información geográfica municipal de INEGI (2009), la mayor parte del Municipio de Atlautla (73.53%) está asentado sobre un sistema de topofomas propias del complejo volcánico que forma las laderas altas y cumbres del estratovolcán Popocatepetl. Entre ellas dominan en superficie las laderas, barrancos y extensas cabeceras modelados sobre series de lavas y piroclastos.

Capítulo 1. Marco teórico

1.1. CORREDORES ECOLÓGICOS, CONECTIVIDAD Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

En las últimas décadas, el inadecuado uso de las tierras y el consecuente deterioro de los recursos naturales han incrementado el interés por diversas temáticas ambientales, entre las que destacan las relacionadas con la transformación de nuestros patrones de consumo. Siendo así un problema preocupante ya que México se encuentra entre los primeros países con mayor deforestación en el mundo. La estimación más reciente durante el periodo 2005-2010 es de alrededor de 155,000 ha. por año, que aunque es menor a la reportada para el periodo 2000-2005 (cerca de 235,000 ha.), esto es importante porque la relación entre la velocidad de la siembra y el consumo del producto no es igual, lo que ha llevado a la creciente expansión de las áreas de cultivo y en consecuencia la deforestación de extensas áreas en México y el Mundo (INEGI, 2013).

Ante la pérdida de la diversidad que ha sido demostrada en muchas de las áreas afectadas por la deforestación, se ha introducido la concepción de Corredor Biológico o Corredor Ecológico, cuya creación responde a la necesidad de regular, ordenar y manifestar los impactos ambientales, promover la conservación, la protección previa y la designación o establecimiento de Áreas Protegidas (Randall-García, 2005). Se define como corredor ecológico aquel ámbito territorial cuya función primordial es la de conectar dos o más sectores con características ambientales similares, de forma que resulte transitable y sirva como conducto a los desplazamientos de la biota. (Taylor *et al.*, 1993).

Las políticas de restauración son las herramientas que nos ayudan a la resolución de los problemas ambientales, una de ellas son las áreas naturales protegidas (ANP), las cuales aportan una gran diversidad de especies vegetales y animales y uno de los atributos de estas ANP, es que algunas funcionan como corredores ecológicos, los cuales ayudan al flujo de la biota y por lo tanto a la recuperación de bosques, por lo cual detiene o ralentiza a la pérdida de ecosistemas por la fragmentación que enfrenta nuestra sociedad actual (Chassot y Morera 2007).

1.1.1. Corredores ecológicos y conectividad

La mayor parte de las reservas de biomasa para la conservación, se encuentran cada vez más inmersas en ambientes modificados y se estima que en un futuro próximo la mayoría de ellas funcionarán como ecosistemas naturales aislados. En consecuencia, este proceso dinámico puede llegar a generar cambios notables en el patrón del hábitat del paisaje a nivel mundial.

Esta problemática ha sido abordada por numerosos trabajos en la línea de investigación conocida como 'fragmentación del hábitat', la cual se encarga de cuantificar y describir los cambios que se producen cuando grandes fragmentos de vegetación se segregan espacialmente por diversos procesos, generalmente de origen antrópico, con lo cual resultan en fragmentos cada vez más pequeños y distantes unos de otros (Bennett, 1998).

La fragmentación y pérdida de hábitats en bosques conservados no es un proceso al azar, sino que el aclareo, el cultivo y la utilización de tierra para potreros están claramente concentrados en áreas con aceptable disponibilidad de suelo, agua y accesibilidad, como

son las planicies aluviales y los valles ribereños, que se encuentran entre los tipos de ambientes más afectados por la fragmentación de sus hábitats naturales (Bennett, 1998).

Dentro de la fragmentación se pueden encontrar estructuras lineales del paisaje, caracterizada por una fisonomía que difiere de la matriz envolvente, estas estructuras son los corredores ecológicos, cuyo origen puede ser natural como en el caso de los cursos de agua y los bosques de ribera, o cultural como en los setos vivos entre campos de cultivo que discurren a lo largo de carreteras y líneas eléctricas (Farina, 1998; Burel, 2002). Su función primordial consiste en facilitar el flujo de especies entre los diferentes fragmentos del paisaje (Chassot y Morera 2007).

Existen en la literatura diversos enfoques y clasificaciones en torno a los corredores ecológicos (Rosenberg, 1997), de entre los cuales este trabajo toma como base las clasificaciones propuestas por Thomas (1991) y Djoz (2002), quienes agrupan los corredores en tres tipos según su forma o función (Figura 1).

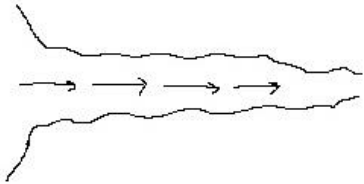
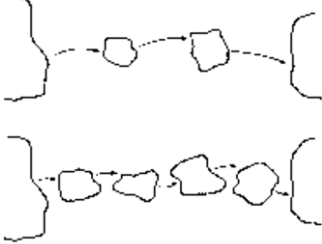
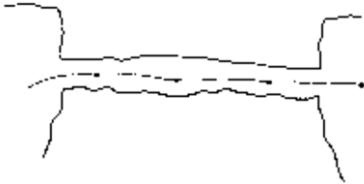
Tipo de corredor ecológico	Morfología espacial	Función
Intraconectivos		<p>Corredores de Contenido: Característicos de los hábitats de ribera, consisten en pasillos estrechos asociados a formas de relieve abruptas como barrancas o cañadas, las cuales no permiten la dispersión de especies invasoras al interior de los ecosistemas, sino solo de las especies de frontera o especies adaptadas fisiológicamente para este tipo de relieves.</p>
Influconectivos		<p>Corredores aislados: se distribuyen a manera de conductos o barreras de hábitat, más comunes en bosques fragmentados por cultivos o trazas urbanas. Permiten el mantenimiento de la fauna y la vegetación al interior de los ecosistemas.</p>
Dispersivos		<p>Corredores fluviales: comúnmente formados por bosques de ribera interconectados por dos hábitats (islas). La función de los corredores es permitir el movimiento de organismos entre los hábitats, así como el movimiento migratorio, ya sea por recursos de temporada o por cambios ambientales permanentes.</p>

Figura 1. Tipos de corredores ecológicos. Elaborado a partir de las propuestas de Thomas (1991) y Djoz (2002).

Existen tres tipos de corredores asociados al flujo de especies (Figura 1). Cabe mencionar que el flujo depende de cada especie, ya que algunas de ellas solo migran para tener crías para el caso de los animales y después regresan, en tanto que otras mantienen su ciclo de vida en un solo lugar.

Desde el punto de vista funcional, los corredores ecológicos son sistemas que pretenden subsistir, buscando una estabilización. Dicho sistema, surge a partir de la necesidad de la vegetación o de la fauna para extenderse y reabastecerse de energía e información que le permita volver a un estado que garantice su manutención y coexistencia (Ramírez ,2002).

Es posible que los corredores de tipo intraconectivo sean más eficientes, ya que al presentar una barrera geográfica que normalmente está dada por la pendiente del terreno, ello evita la intromisión de vectores de degradación física, biológica y antrópica.

Según el Programa Nacional de Corredores Biológicos de Costa Rica, menciona las políticas y actores sociales asociados a los corredores para generar una política ambiental, sin embargo no hace referencia a la extensión ni forma, por lo que estos sistemas no están determinados por una escala específica, ni de tamaño ni de forma y pueden existir tanto localmente como en grandes extensiones como en el caso del corredor biológico mesoamericano.

1.1.2. Conectividad de Corredores

La “conectividad” o capacidad de movilidad (migración y diseminación) de los individuos entre poblaciones (Bennett, 1998; García, R. 2002; Goodwin y Fahrig, 2002; ATECMA, 2007) es una condición de gran importancia para mantener la dinámica del ecosistema

(Canet, 2007). Esto se debe a la propiedad de los corredores para modular los flujos ecológicos –de materiales, energía, organismos e información- a través de los distintos fragmentos del hábitat natural (Bennett, 1998; García, R. 2002; Tewksbury *et al*, 2002), con consecuencias favorables en la conservación y mantenimiento de la diversidad biológica de los procesos ecológicos y evolutivos a largo plazo (García, R. 2002; Canet, 2007; Martínez *et al.*, 2009).

En el caso de hábitats afectados por procesos de fragmentación, la conectividad de especies se puede implementar mediante dos vías principales:

1.-Promover el desplazamiento y la continuidad de las poblaciones entre hábitats concretos dentro del mosaico del paisaje.

2.- Aunque las especies no se reproduzcan en todas las partes del mosaico, se debe procurar su desplazamiento entre la mayoría de los hábitats para tener acceso a recursos como alimento y refugio o para desplazarse entre poblaciones locales.

Por otro lado, para las especies que perciben el paisaje como un compuesto de hábitats ubicados dentro de una matriz de ambientes hostiles, la conectividad del paisaje depende de la disponibilidad y distribución de hábitats adecuados. Tanto los corredores continuos “intraconectivos”, como los corredores influconectivos, pueden ayudar a que los individuos se desplacen por la matriz inhóspita (Bennett, 1998).

Dicha conectividad en los corredores mejora la diversidad y la densidad de las poblaciones de muchas especies, incluso a pesar de ciertas actividades humanas de alto impacto como las vinculadas con la urbanización (Bennett, 1998).

1.1.3. Importancia de la conectividad para la conservación de la biodiversidad.

A medida que los cambios de uso de suelo transforman hábitats naturales, la conservación de la biodiversidad depende cada vez más de la protección y manejo de pequeños fragmentos forestales fuera de las áreas protegidas. La importancia de dichos remanentes forestales se debe a que una red de fragmentos pequeños debidamente interconectados puede constituirse como clave del engranaje que sostiene la biodiversidad a escalas del paisaje y regional (Bustamante *et al.*, 2004).

La conservación de la biodiversidad a escala de paisajes o regiones es una prioridad para las próximas décadas, sobre todo en áreas perturbadas bajo el impacto de diversos tipos de uso del suelo. En esos casos la conservación debe ser orientada estratégicamente para que se incorpore de lleno el concepto de conectividad de dichos fragmentos forestales interconectados a la planificación de la conservación, es decir, diseñar y aplicar sistemas enlazados de hábitats dentro del contexto más amplio de una orientación integrada del paisaje para la conservación.

Bajo esta orientación se pretende coadyuvar a una mejor interacción de los diferentes hábitats presentes en sistemas ambientales inmersos en matrices agrícolas, generando sinergias favorables mediante la conservación, tanto de la parte vegetal como de la fauna, promoviendo con ello la edafogénesis y la retención de agua.

Existen especies tolerantes al disturbio, como es el caso de aquellas que pueden vivir en hábitats naturales deteriorados o que pueden desplazarse a través de ellos, sin requerir de estructuras o distribuciones especiales de hábitats, como es el caso de los corredores influconectivos, para mantener la conectividad. Sin embargo, otras especies son sensibles a los cambios y al deterioro del hábitat, por lo que su supervivencia y desplazamientos quedan limitados a corredores del tipo intraconectivo. Un caso frecuente es la tolerancia limitada a las tierras clareadas, característica de las aves que dependen de las capas bajas del bosque tropical como resguardo (Bennett, 1998).

1.2. INFLUENCIA DEL EFECTO BORDE EN LA CONECTIVIDAD DE LOS CORREDORES ECOLÓGICOS

Una vez que los hábitats han sido fragmentados, la función de los corredores ecológicos depende no sólo de sus atributos internos, sino de la estructura y composición de los fragmentos a los cuales conectan. Además, dichas características de los corredores pueden variar en la medida que las pérdidas de superficie y de conectividad someten a las poblaciones al llamado efecto de borde.

El efecto de borde es el resultado del proceso de fragmentación que crea condiciones que favorecen la aparición y desarrollo de hábitats de exterior o hábitats de borde, es decir; zonas de frontera donde las condiciones ambientales, los contenidos biológicos, estructuras, productividad, funciones y procesos son distintos respecto de los que se encuentran en el interior y en el exterior de los fragmentos (Cadenasso *et al.*, 2003; Ries *et al.*, 2004; Romero, 2004).

Se tiene un interés particular por el impacto de los efectos de borde en áreas forestales fragmentadas para la modulación del flujo de organismos vegetales. A principios del siglo, era general la percepción de que la existencia de flujos de organismos era positiva al favorecer la diversidad biológica (Ries. *et al.*, 2004); sin embargo, las investigaciones de las últimas décadas han confirmado que el contacto de los bordes con el entorno paisajístico ocasiona graves pérdidas a la biodiversidad en relación a los núcleos conservados del interior de los fragmentos. Los daños son diversos y afectan tanto la composición biológica, como la estructura fisonómica, la productividad y la funcionalidad de las comunidades en hábitats de borde (Cadenasso, 2000; Ries *et al.*, 2004).

La introducción de especies exóticas y del mantenimiento de zonas híbridas por la invasión de especies nuevas aumentan la población de especies en las áreas de borde (Ries *et al.*, 2004). Otros trabajos destacan los cambios que afectan la abundancia y la densidad de individuos (Cadenasso, 2000; Ries *et al.*, 2004), así como su relación con procesos ecológicos como la polinización, la dispersión de semillas, el crecimiento de las plantas, la migración de especies y los flujos de nutrientes, todos los cuales tienden a mermar en los bordes de los fragmentos forestales (Cadenasso, 2000; Ries *et al.*, 2004).

De esta forma, las diferencias entre los bordes y el interior de los fragmentos forestales afectan la propiedad de los fragmentos para facilitar, inhibir o ser neutrales a los flujos ecológicos. En este marco, los corredores ecológicos cumplen la valiosa función de favorecer el movimiento de especies entre fragmentos forestales y en consecuencia, mantener la diversidad biológica entre ellos (Cadenasso *et al.*, 2003).

1.2.1. Factores Explicativos

a) Matriz de uso de suelo

Las actividades humanas han sido señaladas como factor principal del cambio de uso del suelo, con consecuencias negativas sobre la transformación gradual de los ecosistemas naturales a complejos mosaicos paisajísticos, compuestos por fragmentos remanentes de bosque inmersos en una matriz cultural, predominantemente relacionada con la agricultura, la ganadería, la extracción forestal, el desarrollo de infraestructura y el crecimiento desordenado de las ciudades (Veldkamp y Lambin, 2001; PNUMA, 2003). En México, el impacto ha sido mayor en los bosques tropicales, aunque los bosques templados también han sido objeto de pérdida y degradación de los hábitats, con los principales remanentes concentrados en las áreas de montaña.

El problema ha sido señalado como el mayor riesgo que enfrenta la biodiversidad y una de las principales causas de la extinción de especies a nivel mundial (Canet, 2007). La mayor parte de las áreas designadas como reservas para la conservación, incluso las mayores reservas a nivel global, se encuentran cada vez más inmersas en ambientes intensamente modificados y a largo plazo parecen destinadas a funcionar como ecosistemas naturales aislados (Bennett, 1998).

b) Métricas de los corredores ecológicos intraconectivos

La ecología del paisaje ha centrado su atención en el estudio de los diferentes tipos de fragmentos que componen el paisaje. Entre ellos, los corredores ecológicos de tipo intraconectivo toman como base el modelo fragmento-corredor-matriz, una extensión del modelo de islas que incorpora el concepto de corredor a la concepción binaria de “hábitat adecuado” frente a “matriz inhóspita” propuesta por el modelo de islas (Forman, 1995).

Un aspecto de gran relevancia se refiere a las métricas espaciales de los fragmentos y su impacto en la conectividad y distribución de los organismos. El tamaño, la forma, el número y la conectividad de los parches son los atributos espaciales que han sido interpretados con mayor recurrencia como factores de la respuesta vegetal (Asbjornsen *et al.*, 2004; Ries *et al.*, 2004; Montenegro y Vargas, 2008). En el caso de los corredores, las características espaciales que controlan su función como conectores de forma, tamaño y conectividad los cuales se describen a continuación:

b.1. Forma

La forma de los fragmentos, entendida como la proporción de la longitud del perímetro en relación con el área del fragmento, es uno de los parámetros espaciales de la fragmentación que ha sido reconocido por su impacto en procesos ecológicos y

ambientales, con énfasis en la exposición 'al efecto de borde'. El incremento de la proporción perímetro-área, significa que una mayor proporción del ambiente natural del fragmento está cerca del lindero, y en consecuencia está expuesta a las condiciones ambientales de borde y a los cambios ecológicos que ahí se producen (Forman, 1995; Farina 1998). En paisajes con desarrollo extensivo de las actividades agrícolas o bien afectados por una expansión urbana desordenada, los hábitats lineales y pequeños fragmentos con frecuencia tienen elevadas proporciones de sus superficies ocupadas por bordes (Bennett, 1998).

Comparativamente, el efecto borde es mayor en fragmentos de forma compleja (objetos fractales) que en fragmentos de formas euclidianas (círculos o cuadrados); esto es debido a que para dos fragmentos de un mismo tamaño, el borde más irregular implica una mayor relación borde-núcleo, y por lo tanto, una disminución del hábitat núcleo. Así, estos cambios en la estructura del hábitat conllevan a cambios en la composición de especies, que en consecuencia afectan los niveles de biodiversidad (Pincheira-Ulbrich, 2009).

b.2. Tamaño

Todo individuo vegetal necesita una superficie libre de la competencia de otras plantas que puedan limitar el espacio de terreno o la disponibilidad de los recursos agua, luz, nutrientes, etc, que requiere para su subsistencia. Es en este sentido, entre una amplia variedad de atributos de la fragmentación, la reducción del tamaño del hábitat es uno de los más estudiados con relación con el impacto que provocan en la biodiversidad (Carsjens y Lier, 2002).

Por ejemplo, diversos estudios han revelado que cuando el área del hábitat natural disminuye, se reduce el tamaño poblacional y aumenta la tasa de extinciones locales

(Bennett, 1998; Primack *et al.*, 2001), con consecuencias deletéreas sobre los procesos ecológicos básicos y/o frágiles que repercuten en la estabilidad de los ecosistemas, su sensibilidad y capacidad de respuesta (Bustamante y Grez, 1995). Entonces se puede afirmar que **el tamaño del fragmento es uno de los atributos espaciales que influyen en la presencia de nichos de diferentes especies**, y por lo tanto que su consideración debe ser atendida, por ejemplo, durante el diseño de redes de áreas protegidas que optimicen el territorio disponible para este propósito. (Pincheira-Ulbrich, 2009).

b.3. Conectividad

Diversos estudios en Ecología del Paisaje han determinado que el **proceso de fragmentación incrementa las barreras que limitan la conectividad y el libre tránsito de las especies, la disminución y el aislamiento de los hábitats** (Carsjens y Lier, 2002). Un interés especial se ha puesto en aspectos como la homogeneidad y la conectividad estructural, los cuales controlan la existencia de hábitats lineales continuos y desempeñan un papel importante como conductores potenciales del flujo de especies y materiales a través del paisaje (Cantwell and Forman, 1994). En cambio, el aislamiento inhibe el intercambio de individuos entre las poblaciones de los fragmentos, con consecuencias negativas en términos de dispersión, migración y biodiversidad, principalmente por pérdida de especies, géneros y material genético, así como mayor especialización de las especies exóticas introducidas e inducidas (Canet, 2007).

c) Relieve

c.1. Desnivel local (*Altura Relativa*)

El relieve es considerado como una capa que funciona como interface entre los procesos geológicos y climáticos, creando las condiciones donde se desarrollan los factores

bióticos y abióticos del ambiente (Guerrard, 1993). Uno de los atributos del relieve que sintetiza su relación con la dinámica ambiental es el desnivel local, el cual se refiere a la diferencia de alturas entre la base y la parte alta de una unidad geomorfológica. El interés por este atributo se explica por su influencia como regulador climático y primera fuente de heterogeneidad espacial, al influir este en la disponibilidad de agua y suelo, estabilidad, intensidad de la erosión y accesibilidad, que son factores clave de la dinámica del uso del suelo (Turner *et al.*, 2003), de los patrones de fragmentación y de la respuesta de las comunidades vegetales frente al cambio.

c.2. Tipos de Laderas en Barrancos

Una característica de los bosques en este estudio es que están confinados en el interior de barrancos, condición que de manera preliminar se ha supuesto como altamente influyente sobre el desarrollo de bordes y la función de corredores ecológicos. Los barrancos son formas lineales negativas del relieve, estrechas, con laderas abruptas, con frecuencia ramificándose hacia la cabecera, con los márgenes carentes de vegetación (Hubp, 2011). Desde el punto de vista de la dinámica de laderas, los barrancos son geoformas inestables, afectadas por procesos fluviales y gravitacionales.

Si bien la dinámica geomorfológica es una condición normal del funcionamiento del relieve, el interés primordial por ella estriba en el hecho de que una geoforma inestable no está en equilibrio con el ambiente, sino que tiende al equilibrio a través de su propia modificación, suponiendo que hay un impacto directo en el funcionamiento del ecosistema que alberga. Los accidentes geográficos altamente inestables como los barrancos reaccionan fácilmente a los eventos que causan perturbación (Guerrard, 1993), convirtiéndose así en uno de los atributos que son clave de la relación entre la vegetación y su entorno (Fuentes y Bocco, 2003). Por ejemplo, se ha demostrado que los disturbios

naturales frecuentes, como los deslizamientos, controlan la estructura de las agrupaciones, y al igual que en el caso de las actividades humanas, la disponibilidad de recursos de acuerdo a la dinámica del relieve también determina las características de las agrupaciones vegetales (Turner *et al.*, 2003).

La morfología es una vía adecuada para determinar la inestabilidad de laderas al interior de barrancos. En este sentido las propuestas de diagnóstico son variadas, siendo una de ellas la que considera la diferencia entre laderas rectas, cóncavas y convexas.

Las laderas de barranco recta son aquellas que forman líneas de pendiente en ángulos rectos es decir que son paralelas con las isolíneas; estas líneas son las de máxima pendiente. Las laderas cóncavas forman con las isolíneas un perfil cóncavo. Las laderas convexas forman con las isolíneas un perfil convexo.

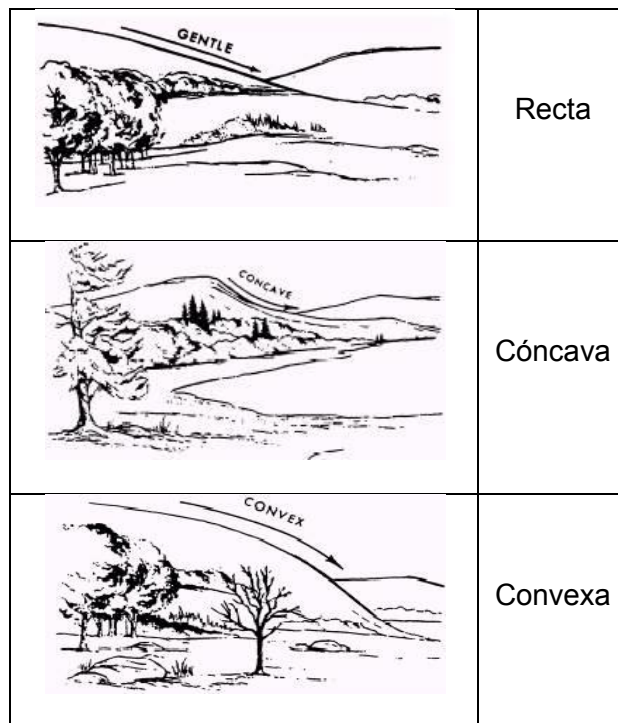


Figura 2 . Tipos de Laderas (Integrated Publishing, 2015)

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA

2.1. ÁREA DE ESTUDIO Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La identificación y diagnóstico de corredores ecológicos se llevó a cabo en la vertiente occidental del volcán Popocatepetl, Estado de México, dentro de un cuadrante delimitado por las coordenadas extremas X= 527580 a 533643 y Y= 2101373 a 2105962. El área se caracteriza por altos gradientes topográficos (>1500 m) y climáticos TMA= 2 a 18°C y PMA= 1000 a 1200 mm (INEGI, 2009) que favorecen la formación de varios pisos bioclimáticos, incluyendo bosques de coníferas entre 3100 y 3400 msnm, bosques de encino-pino entre 2800 y 3100 msnm, así como bosques de encino por debajo de 3000 msnm (INEGI, 2007). En este marco, el estudio se refiere al caso exclusivo de los bosques de encino-pino (*Quercus crassipes*, *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Q. lanceolata*, *Cupressus lindleyi*, *Pinus teocote*, *P. pseudostrobus*).

Cabe mencionar que el area de estudio se encuentra en intersección con el ANP “Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl, sin embargo no se contempla manejar datos de dicha ANP, ya que esta solo se rige por un rango altitudinal superior a los 3600 msnm, y este estudio busca la obtención de resultados considerando rangos desde los 2400 msnm hasta un aproximado de 3500 msnm.

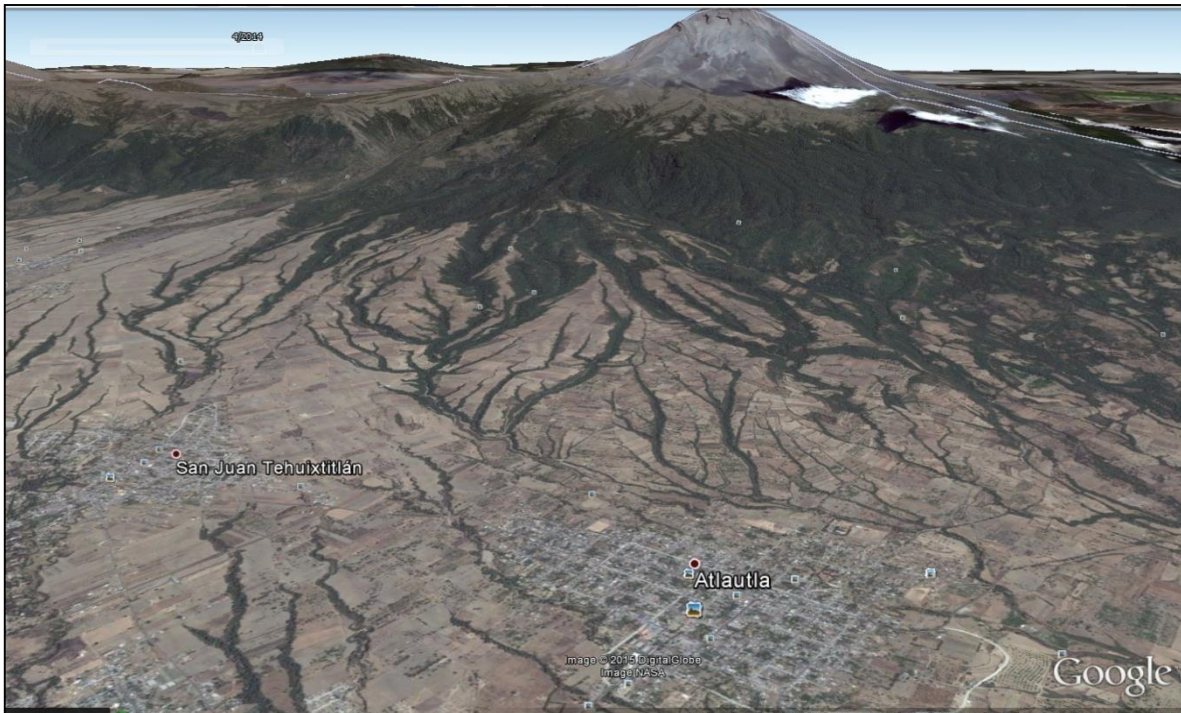


Figura 3. Imagen Satelital de Google Earth 2012 en perspectiva de Atlautla hacia el Volcán Popocatépetl. Se muestra la fragmentación de la vegetación así como la matriz agrícola que la rodea.

El estudio considera los altos niveles de deterioro que afectan a los bosques de México, donde las altas tasas de deforestación estimadas desde finales de la década de los 70's (175 mil a 319 mil hectáreas anuales), derivaron en la reducción de la superficie y en la fragmentación espacial de los hábitats naturales remanentes (Velásquez *et al.*, 2002; FAO, 2005). El área de estudio es representativa de esta situación común a otras áreas rurales del país, donde la disponibilidad de suelos fértiles, agua, recursos forestales y paisajísticos han favorecido la expansión histórica de los usos agrícolas en amplias extensiones. La pérdida de hábitat debida a esta causa se complica al considerar que una parte de los bosques remanentes presentan distinto grado de fragmentación, situación que ha sido motivo de alerta debido a las posibles graves consecuencias ecológicas asociadas la pérdida de conectividad entre los fragmentos forestales remanentes (Galicia y García-Romero, 2007).

2.1.1. Justificación

En el área de estudio, el patrón del paisaje refleja una intensa transformación cultural de los sistemas ambientales, con una extensa matriz de carácter agrícola y fragmentos forestales replegados en el sector alto del piso del bosque. Desde allí, se despliega una veintena de extensos corredores forestales, la mayoría de ellos confinados en el interior de las barrancas. Cabe destacar que una inspección preliminar de imágenes Landsat de 1972 y 1982 muestra que, no obstante su cercanía con la Ciudad de México, los fragmentos forestales del área de estudio han permanecido intactos durante los últimos 30 años, razón por la cual se le ha considerado como un área que provee un ambiente ideal para el estudio de los cambios en la función de los corredores forestales asociados al efecto borde (Figura 4). Se espera que debido a esta situación el bosque de encino-pino manifieste un sensible deterioro de su calidad, no tanto en fragmentos de grandes extensiones del bosque conservado, como a nivel de los pequeños fragmentos remanentes, restringiendo en ellos el movimiento natural de las especies, reduciendo su posibilidad de intercambio genético, disminuyendo la biodiversidad y aumentando el riesgo de extinción (Chassot y Morera 2007).



Figura 4. Fotografía desde la matriz agrícola, hacia el volcán Popocatepetl. En segundo plano se observa la calidad de los corredores ecológicos.

2.2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.

2.2.1. Hipótesis

En este marco, la presente investigación pretende aportar y aplicar criterios para la integración de bases teórico-metodológicas provenientes de la ecología y la geografía, para el diagnóstico (en tablas y mapas) y la propuesta de corredores ecológicos. Se parte de las siguientes hipótesis: (I) la influencia del efecto de borde en fragmentos de bosque se manifiesta con cambios en la composición y estructura de árboles y arbustos a lo largo del gradiente borde-interior; (II) los fragmentos de bosque presentan una estructura espacial interna que está controlada por la extensión de los bordes, siendo los fragmentos más pequeños y deformes donde es menos probable la existencia de áreas núcleo y mayor la de contener áreas de borde en su totalidad. (III) la conectividad de los corredores forestales está determinada por la influencia del efecto borde en la estructura interna de los fragmentos. Los resultados obtenidos serán de gran utilidad para posteriores estudios encaminados a la recuperación de ecosistemas de bosque templado.

2.2.2. Objetivos

a) Objetivo General

Generar una propuesta de corredores ecológicos en barrancos, a partir del impacto de la amplitud del efecto borde en fragmentos de bosque de encino-pino.

b) Objetivos Particulares

- Demostrar la Influencia del efecto borde en la existencia, extensión y características de las áreas de borde y núcleo, en cuanto a la composición y estructura de arbustos y árboles en bosques de encino-pino.
- Identificar corredores ecológicos, mediante la determinación de la amplitud de áreas de borde y núcleo en fragmentos de bosques de encino-pino.
- Generar una propuesta de corredores de valor ecológico, por medio de las características de composición y estructura de las comunidades forestales.

2.3. METODOLOGÍA

2.3.1. Cartografía y diagnóstico de la configuración de los fragmentos del bosque de encino-pino.

Se generó el mapa de cubiertas del suelo en SIG (ArcView 3.2), con base en la fotointerpretación de imágenes satelitales de QuickBird consultadas en Google Earth del año 2013, en combinación de bandas 3,2,1 con resolución de 5m y área mínima cartografiable de 1ha. Posteriormente se llevó a cabo un trabajo de campo para verificar y actualizar los usos y cubiertas en diferentes sitios del municipio. Con base en el mapa de cubiertas del uso de suelo, se generó un submapa que muestra la distribución de las cubiertas del bosque de encino-pino.

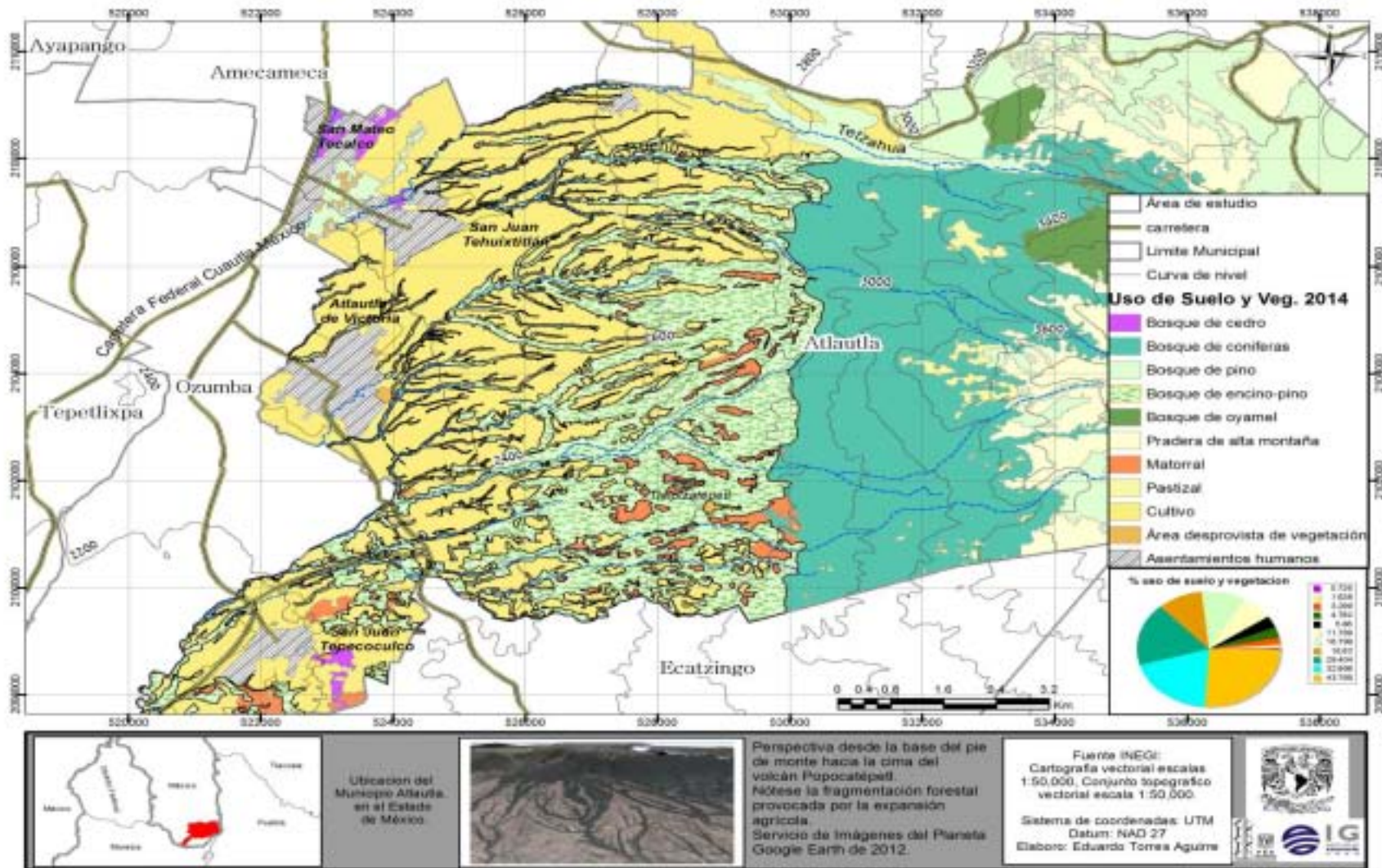


Figura 5. Mapa de cubiertas del suelo del municipio Atlautla. (El área de estudio corresponde al bosque de encino-pino que se distribuye al interior de los principales barrancos del Municipio).

El objetivo de estudio es evaluar la conectividad de los bosques en ambientes de barranco y en el área de estudio prácticamente la totalidad de la superficie forestal se aloja en el interior de estas formas del relieve, se procedió a realizar un mapa de distribución de los barrancos, mismo que sirvió para delimitar de las áreas de bosque. De esta forma, las superficies forestales que se ubican fuera del ámbito de los barrancos no fueron consideradas en el estudio.

El área de estudio los fragmentos de bosque de encino-pino se distribuyen por debajo de los 2700 msnm, Sobre de esta cota el bosque se distribuye en una extensa y continua masa forestal que cubre las laderas altas del complejo volcánico del Popocatepetl. Como este fragmento es gran amplitud y cobertura, sugiere un buen estado de conservación del bosque, razón por la cual se le considerado como “núcleo de bosque”.

Dado que la relación de distancia y conexión entre el núcleo de bosque y los corredores intraconectivos no es igual en todos los fragmentos, se diseñó una clasificación que permite sistematizar y ordenar los fragmentos para conocerla interacción de todos ellos. Para ello, la clasificación considera tres atributos: el tamaño del fragmento, la forma del fragmento y la conectividad física en relación al núcleo de bosque.

En vista de que la totalidad de los fragmentos forestales se distribuyen en el interior de los barrancos, la clasificación y la cartografía de los fragmentos consideró la morfología y pendiente, de este modo la clasificación por rango de conexión y distancia próxima al núcleo de bosque, se llevó a cabo con una interpretación del relieve, la cual se apoyó en programas

informáticos, como Arcview 3.2, Arcgis 10.1, Globbal Mapper, etc., ya que estos softwares otorgan perspectiva horizontal de los modelos digitales de elevación.

Órdenes de fragmentos forestales:

Fragmentos forestales de primer orden. Son fragmentos de bosque que presentan una conexión directa con el núcleo de bosque, que ocupan el interior de los barrancos de mayor profundidad y dimensión en planta, cuya posición en el sector medio de la vertiente garantiza la conexión de los fragmentos con el núcleo de bosque ubicado en el sector de las laderas y cuencas altas de montaña.

Fragmentos forestales de segundo orden. Se definen como los fragmentos de bosque que ocupan el interior de barrancos secundarios, caracterizados por una morfología profunda, aunque son notablemente más angostos, de menor tamaño y morfología más irregular que los del caso anterior. Estos fragmentos no están conectados de forma directa con los núcleos de bosque de las laderas y cuencas altas de montaña, si lo están de forma indirecta ya que tienen una conexión física con los fragmentos de primer orden.

Fragmentos forestales de tercer orden. Son los fragmentos de menor tamaño y morfología más irregular. A diferencia de los dos casos anteriores, en este los fragmentos de bosque están físicamente aislados, que no tienen conexión directa o indirecta con los fragmentos de bosque de primer y segundo orden.

2.3.2. Método de muestreo en campo.

Para el muestreo de la vegetación se utilizó el método de intercepción lineal, también denominado 'método de la línea transecta', propuesto por Canfield (1941) el cual consiste en recabar información de una comunidad a partir de un conjunto de líneas o transectos que atraviesan el fragmento a estudiar con dirección de borde a núcleo. Los datos son suministrados por los individuos de las distintas especies que interceptan la línea, ya sea por contacto o proyección, con una longitud que varía con el tamaño del fragmento.



Figura 6. Barranco Huehuetla, se extiende desde la zona de cumbres hasta la localidad de San Juan Tehuixtitlán. En segundo plano se muestra un fragmento de primer orden.

El diseño del muestreo de campo consideró como un criterio principal el hecho de los fragmentos forestales en estudio se distribuyen en el interior de barrancos, es decir, geformas del relieve cuya morfología negativa y dinámica interna incide de forma sustantiva en las funciones ambientales y ecológicas de la vegetación (Hubp, 2011). Si se considera un

perfil perpendicular al eje principal de un barranco, el muestreo de campo partió de considerar que cada una de las dos laderas internas del barranco corresponden a un fragmento forestal distinto al de la ladera opuesta, y separados ambos por una superficie estrecha que corresponde al fondo del barranco, normalmente ocupado por el cauce, las terrazas fluviales, y ocasionalmente con presencia de vegetación de galería. Según Canfield (1941), en caso de utilizarse el método para muestrear diferentes fragmentos, (en este caso laderas), es conveniente hacerlo por separado para cada uno ellos.

Para la ubicación de los transectos se consideró a Camacho, *et al.* (2006) y Atkinson (1975), quienes sugieren que los transectos de muestreo sean ubicados a lo largo del fragmento y orientados al eje paralelo de la pendiente.

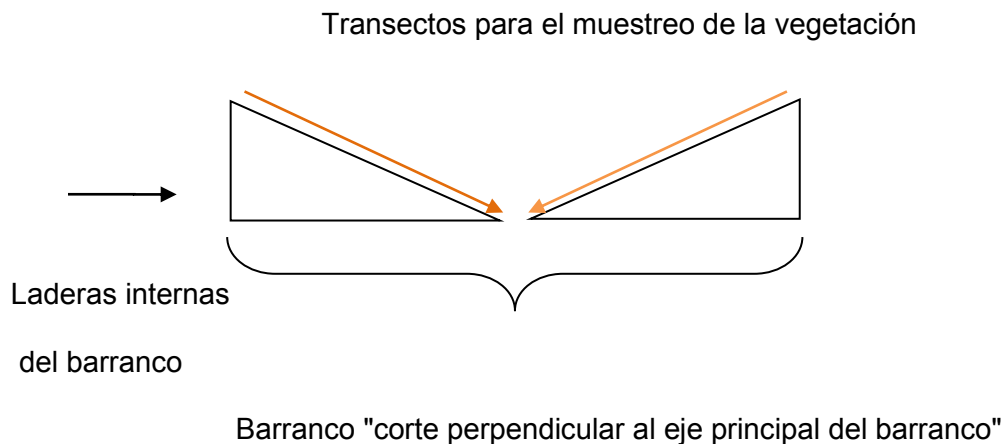


Figura 7. Ubicación de los transectos para el muestreo de la vegetación en laderas internas de barranco.

En este caso se muestrearon tres Fragmentos forestales de primer orden, los cuales se presume presentan la estructura interna más completa y con mayor probabilidad de contener núcleos conservados en su interior. En cada uno de ellos se realizaron tres transectos o réplicas para garantizar conclusiones de amplia validez (Murcia, 1995).

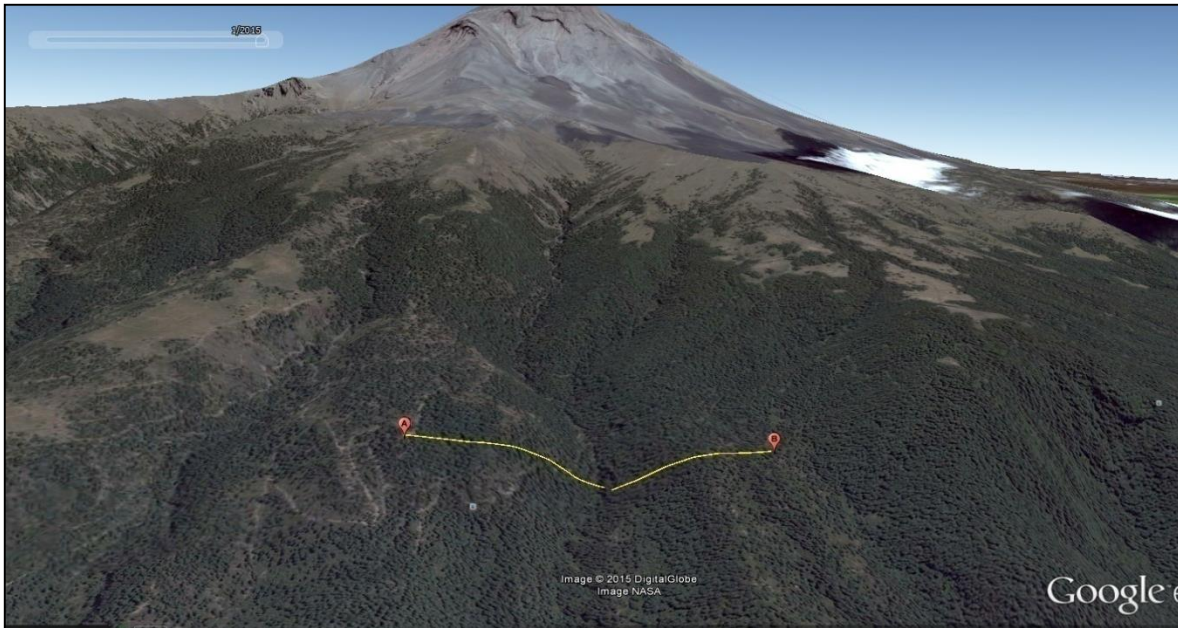


Figura 8. Imagen Satelital de Google Earth 2012 en perspectiva de Atlautla hacia el Volcán Popocatepetl. Corte perpendicular al eje principal del barranco, en el área de estudio.

2.3.3. Obtención de las variables de la vegetación

Se agruparon en dos categorías los fragmentos de Bosque de encino-pino que presentan características espaciales homogéneas. En el análisis se usaron tres métricas básicas: a) tamaño; b) índice de forma de Patton –o relación perímetro-área, siendo 1 para formas circulares o regulares y > 1 para formas complejas o irregulares– (adaptado por Laurence & Yensen, 1991); y c) conectividad –o distancia al fragmento forestal más cercano y de mayor superficie al fragmento nodal– (Mas & Correa, 2000; Farina, 2007); todas ellas tratadas mediante estadística descriptiva.

Para el muestreo de la vegetación se seleccionaron dos fragmentos forestales de primer orden, tamaño grande, forma, regular y conectados con el núcleo del bosque. En cada uno de ellos se hicieron seis muestras, dos en el sector alto y más cercano al núcleo del bosque;

dos en el sector medio del fragmento, y dos en el sector bajo y más expuesto a la matriz agrícola del entorno.

Para el levantamiento florístico se utilizó el método de intercepción lineal propuesto por Canfield (1941), con transectos ubicados en sentido perpendicular al borde, de 2 m de ancho y longitud variable (entre 50 y 120 m) dependiendo el tamaño del fragmento. Los datos coleccionados en campo, a partir de un formato de previamente establecido, fueron realizados en forma cualitativa y cuantitativa, a fin de establecer categorías en base a las siguientes medidas:

a) Medidas basadas en la Estructura del Bosque

a.1. Abundancia Absoluta

La abundancia es un indicador que permite conocer la densidad de una especie o grupo fisonómico. Para unidades muestréales lineales se hace referencia al número de individuos por especie.

a.2. Altura

La altura total es parámetro que se utiliza para describir a la vegetación. Se obtuvo la altura para cada individuo interceptado por línea de campo.

a.3. Área basal

El área basal es la superficie de una sección transversal del tallo o tronco a una determinada altura del suelo, que se expresa en m² de material vegetal por unidad de superficie de terreno.

En arboles este parámetro se mide a 1.3m desde la línea del suelo. La estimación del área basal se obtuvo a partir de la medición del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los individuos interceptados. De esta manera, el área basal se calculó de la siguiente forma:

$$B_i = \pi i * DAP^2 / 4$$

a.4. Intercepción Lineal de la copa (ILDC)

Para la estimación de la cobertura de la copa mediante unidades muestrales lineales, se utilizaron las medidas de radio máximo y mínimo para la siguiente ecuación:

$$ILDC = \frac{(RMax * 2) + (RMin * 2)}{2}$$

a.5. Dominancia

Este indicador expresa la razón existente entre dos categorías, en este caso se calculó a partir del total de individuos de árboles y arbustos.

$$D_1 = \frac{N_1}{N_2}$$

b) Medidas basadas en la diversidad de especies

Las medidas de diversidad son aquellas que describen la heterogeneidad de un sitio. Algunas se basan en la cuantificación del número de especies (riqueza específica) y otras en la abundancia relativa de cada especie, así como en su dominancia.

b.1. Riqueza específica

Este método es más simple, basado en la cuantificación del número de especies presentes en la muestra; en este caso se aplicó a cada una de las categorías fisonómicas.

b.2. Índice de diversidad de Simpson

Es un índice basado en la dominancia que toma en cuenta las especies de mayor importancia, sin considerar la contribución del resto de las especies. Nos muestra la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una muestra sean de diferente especie. Está relacionado a los cambios de la abundancia de las especies dominantes. Para convertir esta probabilidad a una medida de diversidad, se considera el complemento de Simpson:

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i \log P_i$$

b.3. Índice de Shannon-Wiener

Es un índice basado en la teoría de la información, utilizado para medir la cantidad de orden contenido en un sistema. Hace referencia al grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar dentro de una colección. Entre mayor es el valor de diversidad mayor será el grado de incertidumbre.

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log P_i$$

Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores de cero cuando hay una sola especie y el logaritmo de la riqueza específica S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Los índices de diversidad y dominancia presentan comportamientos opuestos, mismos que indican que la baja diversidad se debe a la dominancia de las especies (Curtis, 2008).

c) Equitatividad

La equitatividad es una medida de la abundancia relativa de especies, en la que el valor máximo se presenta cuando todas las especies en la muestra están representadas con la misma abundancia. El índice de equitatividad más comúnmente usado está basado en la función Shannon-Wiener:

$$J' = H' / H'_{max}$$

d) Identificación y caracterización de los hábitats de borde

Para determinar la existencia y amplitud de los hábitats de borde se llevó a cabo el siguiente procedimiento:

d.1. Se organizó la información obtenida en campo en una tabla de datos generales a partir de las variables de los 12 bloques de distancia (Tabla 1), de diez metros de amplitud cada uno, en que se dividieron los transectos, de acuerdo a la distancia con respecto al borde del fragmento:

Claves	Variables
ABU_ARBU	Abundancia de arbustos
ALT_OA	Altura de otros arboles
ALT_ARBU	Altura de arbustos
AB_OA	Área basal de otros árboles
AB_ARBU	Área basal de arbustos
RE_OA	Riqueza específica de otros árboles
RE_ARBU	Riqueza específica de arbustos
RE_HERB	Riqueza de herbáceas
ILDC	Intercepción lineal de copa
DOM_T&B	Dominancia de árboles con respecto a los arbustos
SIM	Índice de Simpson
S&W	Índice de Shannon-Wiener
EQUI	Equitatividad

Tabla 1. Variables de la estructura y composición de la vegetación.

d.2. Posteriormente se aplicó un análisis exploratorio para obtener la descripción estadística de los datos de la vegetación, conocer sus interrelaciones y con base en ello, seleccionar la técnica estadística más adecuada para el análisis de las variables. Para ello, se aplicó un análisis de Componentes Principales (ACP), en el cual se tomaron en cuenta todas las métricas de la vegetación con el objetivo de obtener las variables que mejor explican el problema. Los análisis estadísticos se efectuaron con el software IBM SPSS Statistics v20.

d.3. Una vez obtenidas las variables del paso anterior, se realizó un Análisis de Conglomerados para agrupar o relacionar los bloques de distancia –en los que fueron divididos los transectos de campo- por medio de una similitud estadística. El análisis de conglomerados formó relaciones entre los bloques de distancia aplicando el método de agrupamiento jerárquico aglomerativo, con una medida de distancia euclidiana al cuadrado y con una vinculación promedio entre grupos. Estas agrupaciones se clasificaron y les fueron asignados identificadores, los cuales se integraron a la tabla de datos generales.

d.4. A las agrupaciones obtenidas se les aplicó un Análisis de varianza (ANOVA), tomando como variables de respuesta a las variables de la composición que resultaron ser significativas en el paso anterior, y como variable independiente o factor al grupo al que pertenece cada uno de los bloques de distancia.

d.5. Para determinar la extensión de las áreas borde y núcleo, y evaluar el efecto borde en la estructura espacial de los fragmentos del bosque de encino-pino a escala del paisaje, se generó un buffer a los fragmentos del bosque (programa ArcView 3.2), utilizando la distancia obtenida en el análisis de conglomerados (d.3). Los fragmentos fueron reclasificados y para su caracterización se consideraron las diferencias entre las variables de la vegetación resultantes del primer análisis (d.2).

Capítulo III. Resultados y Discusión.

3.1. CARACTERIZACIÓN DEL USO DEL SUELO EN EL MUNICIPIO DE ATLAUTLA EDO. DE MÉXICO

En la parte alta del municipio, el complejo volcánico está en mayor parte cubierto por extensas masas forestales constituidas principalmente por encino-pino y otras coníferas. Allí, la agricultura de temporal se practica en pequeñas parcelas dispersas en las laderas de montaña. En la base de las laderas del complejo volcánico los bosques ocupan las cabeceras de los principales barrancos, conformando extensas áreas delimitadas por una matriz básicamente constituida por cultivos de temporal y pastizales de uso extensivo. El sector más bajo de la vertiente, conformado por lomeríos suaves y planicies diseccionados por barrancos, el bosque ha sido reducido a pequeños fragmentos inmersos en el interior de los barrancos, en tanto que las superficies de las lomas y las planicies presentan un mosaico de usos agrícola de temporal, pecuario y habitacional que localmente generan una fuerte presión sobre los bosques remanentes.

3.1.1. Estado actual del uso de suelo y vegetación

En general la superficie total del uso de suelos en el Municipio de Atlautla es estimada en 16,551 ha, de las cuales el que tiene mayor representatividad es el referido al uso forestal, este uso se caracteriza por tener cultivos que constituyen los granos básicos, estos se

desarrollan sobre áreas de ladera y secciones pequeñas de los valles interiores. Este tipo de uso comprende aproximadamente el 54% de la superficie total. El uso urbano representa tan solo el 3.49 % con una superficie de 641 ha; mientras que el uso agrícola se desarrolló en una superficie aproximada de 4100 ha, representando el 26.1% Lo anterior indica que la vocación primordial del municipio se concentra en el sector económico primario (INEGI,2013).

a) Bosque de Pino

Este tipo de bosque se distribuye ampliamente en el sector alto del complejo volcánico, incluyendo la zona de cumbres y las laderas altas del volcán. En la zona de cumbres el bosque de pino forma comunidades monoespecíficas de “pino de alta montaña” (*Pinus hartwegii*), donde el “zacatonal o pastizal subalpino” se distribuye en extensos claros de bosque o forma el sotobosque del pinar. Forma un manto continuo y diverso en el que se incluyen varias especies de pastos (*Calamagrostis toluensis*, *Festuca toluensis*, *Muhlenbergia quadridentata* y *Trisetum spicatum*), escasos arbustos (*Lupinus montanus* y *Senecio cinerarioides*) e individuos dispersos de pino (Galicia y García–Romero, 2007). Por debajo de los ~3600 msnm, el bosque de pino de las laderas altas del volcán está formado por comunidades abiertas y de talla alta (> 25 m), en las que predominan individuos de *Pinus leiophylla*, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus*. En menor proporción encontramos géneros arbóreos como *Cupressus*, *Salix*, *Alnus* y *Fraxinus*. El recubrimiento arbustivo es denso y diverso, otros géneros que podemos encontrar son *Bacharis*, *Eupatorium*, *Senecio* y *Gaultheria*. La inaccesibilidad ha favorecido la conservación de estas comunidades, aunque son frecuentes los aprovechamientos forestales, principalmente destinados a la extracción de resina y leña como combustible doméstico (INEGI, 2007).

b) Bosque de Encinos

Este tipo de bosques se distribuye en la parte media del piedemonte del volcán, donde forma comunidades cerradas y talla de hasta 25 m. La diversidad del género *Quercus* es muy amplia, destacando por su frecuencia individuos de *Q. conspersa*, *Q. obtusata*, *Q. castanea*, *Q. crassipes*, *Q. rugosa*, *Q. laurina* y *Q. laeta* (Rzedowski, 1994; García–Romero, 1998). El uso forestal está principalmente destinado a la extracción de leña y tierra de hoja para el consumo doméstico y el comercio informal.

c) Bosque de Coníferas

Son bosques de alta talla (>30 m) y moderada diversidad florística (Rzedowski, 1994), que en el área se presentan dominados por individuos de *Pinus leiophylla*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus* y *Abies religiosa* (Rzedowski, 1994; García–Romero, 1998). Se distribuyen principalmente en las laderas, barrancos y cabeceras del complejo volcánico. Predominan los aprovechamientos turísticos y forestales destinados a la extracción de recursos de bajo impacto, aunque en algunos casos la tala con fines comerciales e industriales puede ser intensa.

d) Bosque de Oyamel

Se localiza principalmente en laderas de montaña y en el interior de los principales barrancos (2500 a 3500 msnm). Están formados por comunidades monoespecíficas de *Abies religiosa*, de estructura alta (>30 m) y cerrada. El sotobosque, conformado principalmente por especies arbustivas, es denso y no supera los 3 metros de altura. La alteración de estas

comunidades radica en el alto valor comercial de su madera, la cual es utilizada para leña, aserrío, construcciones rurales y urbanas, así como pulpa para papel (INEGI, 2007).

e) Bosque de Cedro

Se da en una amplia gama de condiciones ambientales, laderas húmedas de cerros, arroyos, barrancos e incluso en huertos familiares. Su tolerancia climática es subhúmeda, habita en sitios donde la temperatura promedio anual es superior a los 12 °C y la precipitación anual entre 1000 y 3000 mm. En México este ecosistema vegetal abarca desde las selvas altas que se localizan en las zonas de clima cálido húmedo, hasta las selvas espinosas que se localizan en las zonas de clima seco, compartiendo hábitat con la vegetación de zonas áridas (INEGI, 2007).

f) Pastizal

Estos ecosistemas se distribuyen en pequeños fragmentos constituidos por comunidades herbáceas en las que predominan las gramíneas y gramínoideas, comunidades vegetales donde predominan los pastos con pocos árboles y arbustos. Pueden ser producto del desmonte de terrenos boscosos sin embargo para este trabajo se considera como pastizal solo a los naturales y de talla baja (<40 cm) (INEGI, 2007).

g) Matorral

Se caracteriza por una amplia diversidad de comunidades vegetales, predominantemente arbustivas, que responden a distintos estados de degradación o de regeneración de los bosques puros y mixtos de coníferas y latifoliadas (Granados, 2013). Por lo general carecen de uso, aunque localmente se destinan al aprovechamiento pecuario extensivo, enfocado al pastoreo de ganado menor.

h) Pradera de alta montaña

Los pastizales naturales se distribuyen en una extensa área de las cumbres del complejo volcánico del Popocatepetl, desde el piso del bosque de pino de alta montaña (sobre 3,500 msnm) hasta cerca del nivel de las nieves perpetuas (sobre 4100 msnm).

Las gramíneas son altas (hasta de 1 m) que crecen con amplias macollas, son las que imparten una fisonomía particular a esta comunidad vegetal, que, por tal razón, se ha denominado (zacatonal) o (páramo de altura), pues presenta similitud con la vegetación de alta montaña de los Andes. Forman comunidades compuestas por individuos de *Festuca*, *Calamagrostis*, *Stipay Muhlenbergia*, entre otras. El aprovechamiento del suelo es pecuario, destinado al pastoreo de ganado bovino. Aunque se desarrollan actividades de ganadería, la principal actividad que se realiza en este tipo de vegetación es turística (INEGI, 2007).

i) Cultivo

Se distribuye desde la colindancia de las áreas urbanas, en los lomeríos y planicies de la base del volcán, hasta el sector medio de la vertiente serrana, donde los cultivos alcanzan y

delimitan a los principales fragmentos forestales en estudio. La actividad agrícola es de tipo extensivo de temporal y está principalmente destinada a la producción de maíz, nogal, capulín y manzano, tanto para el autoconsumo como para el comercio.

Las actividades agrícolas han sido de gran importancia en la transformación del paisaje, ya que estas se han venido dando de manera constante en una extensa superficie equivalente al 26% del total del municipio. Sin embargo la superficie agrícola se ha mantenido constante desde hace unos 50 años, ya que el relieve de la zona impide la expansión de las actuales áreas agrícolas más allá de las superficies de las lomas del piedemonte.

j) Áreas desprovistas de vegetación

Se incluyen en esta categoría las áreas que han sido desprovistas de vegetación por efecto de disturbios naturales y culturales que con frecuencia se manifiestan en procesos erosivos, principalmente arroyada laminar y acarreamiento en cabeceras de barrancos activos. Sin embargo, la mayor superficie corresponde a la extensa área cumbral del Popocatepetl que ha sido afectada por acumulaciones piroclásticas –“arenas volcánicas”- de reciente formación.

k) Asentamientos Humanos

Existen en el Municipio cuatro localidades de importancia: Atlautla de Victoria (Cabecera Municipal), San Juan Tehuixtlán, San Juan Tepecoculco y San Andrés Tlalamac, los cuales se distribuyen en la parte baja de la cuenca sobre terrenos previamente ocupados por agricultura y bosques, abarcando en conjunto una superficie equivalente al 5.8 km² del total.

La Tabla 2 muestra las 11 clases de uso de suelo y vegetación que conforman el paisaje del municipio en el área de estudio.

Uso de suelo y vegetación 2013	Área en Km2	%
Áreas Desprovistas de Vegetación	16.8	10.04
Asentamientos Humanos	5.8	3.49
Bosque de Cedro	0.725	0.43
Bosque de Coníferas	29.4	17.54
Bosque de encino	32.6	19.51
Bosque de oyamel	4.7	2.85
Bosque de Pino	16.7	10.02
Cultivo	43.7	26.11
Matorral	3.2	1.96
Pastizal	1.6	0.97
Pradera de alta montaña	11.7	7.02

Tabla 2. Tipos de uso de suelo y superficie total dentro del Municipio de Atlautla de Victoria Edo. De México.

3.2. ESTRUCTURA ESPACIAL DE LOS FRAGMENTOS DEL BOSQUE ENCINO-PINO.

Las métricas de los fragmentos de bosque de encino-pino refleja que desde el punto de vista de la estructura espacial sus características les permitirían cumplir la función de corredores intraconectivos, esto es, pasillos estrechos asociados a formas de relieve abruptas como

barrancas o cañadas, las cuales limitan la dispersión de especies invasoras al interior del ecosistema, favoreciendo sólo a las especies de frontera o especies adaptadas fisiológicamente para este tipo de ambientes (Figura 1). Esta situación es de gran importancia en el caso de algunas especies que son sensibles a los cambios y al deterioro del hábitat, por lo que su supervivencia y desplazamientos quedan limitados a este tipo de corredores. Aunque responden a un orden muy parecido a los corredores de escorrentia hidrológica, sin embargo en nuestro caso la conexión de los corredores está determinada por otros factores biológicos como la dispersión y alimentación.

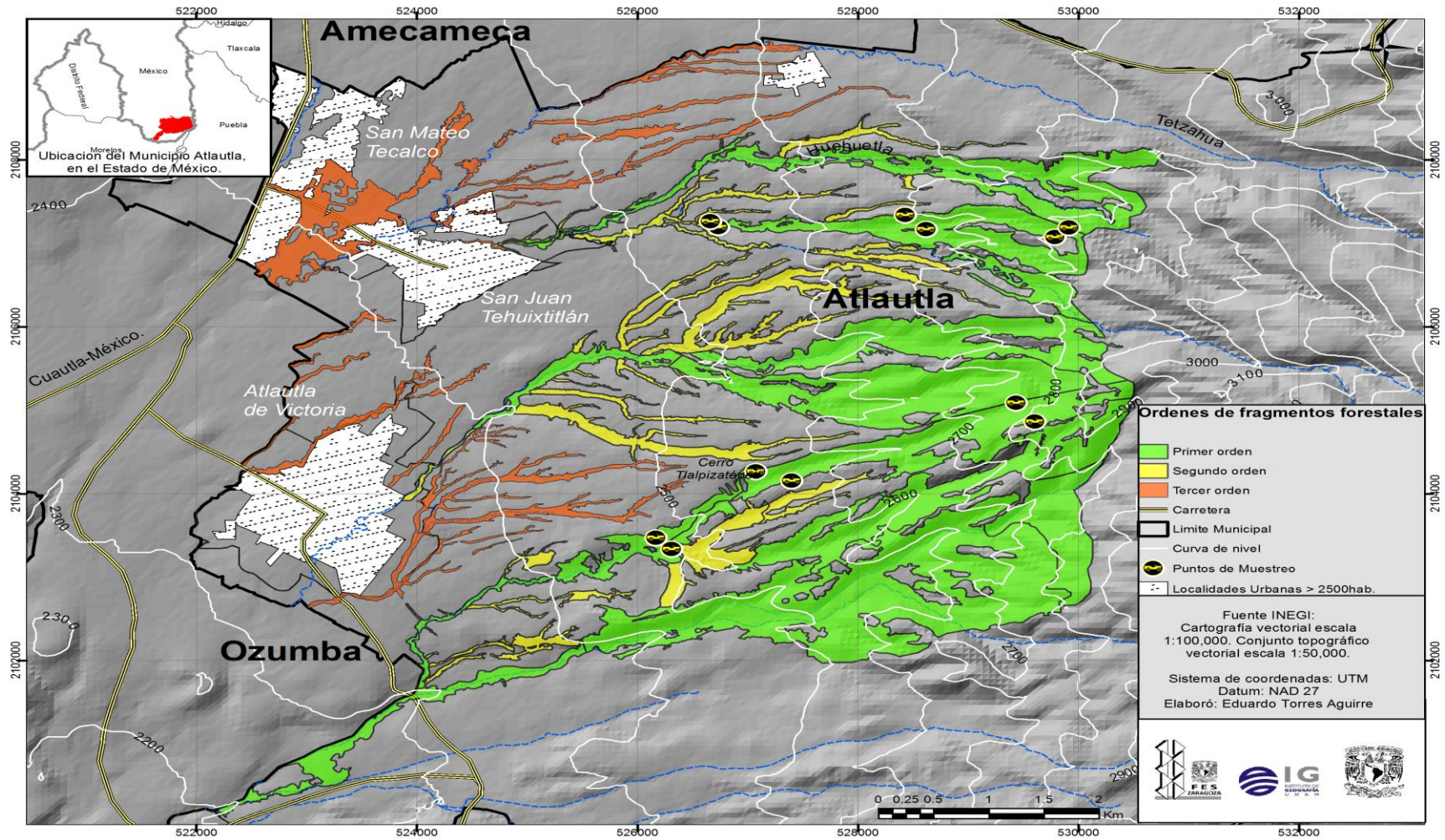


Figura 9. Mapa de órdenes de fragmentos forestales. (1) Fragmentos forestales de primer orden, (2) Fragmentos forestales de segundo orden y (3) Fragmentos forestales de tercer orden. La clasificación en órdenes considera las características morfológicas y el orden de escorrentía de los barrancos, los cuales son entendidos como indicadores del efecto borde en corredores ecológicos.

El mapa de órdenes de fragmentos forestales, muestra la clasificación de los fragmentos del bosque de encino-pino de acuerdo a las características morfológicas y al orden de escorrentía de los barrancos, los cuales son entendidos como fiables indicadores del efecto borde en corredores ecológicos, así como de la valiosa existencia de núcleos conservados en el interior de las masas forestales (Figura 9). Resulta evidente que la relación entre el tamaño, la forma y la conectividad de los fragmentos del bosque genera una amplia diversidad de situaciones que se logran sintetizar en la clasificación.

3.2.1. Descripción Florística del bosque de encino-pino

El tipo de vegetación característico del sector central de la vertiente occidental del volcán Popocatepetl es el bosque de encino-pino. El levantamiento de datos de la vegetación generó un registro de 615 individuos, de los cuales 144 corresponden al grupo biológico de los árboles, 371 son arbustos y 100 son hierbas, todos los cuales se encuentran repartidos en 20 familias y 46 especies (Tabla 3).

Los individuos arbóreos se distribuyeron en 7 familias que corresponden al 27.8% del total de individuos registrados, siendo Fagaceae y Ericaceae las familias mejor representadas al representar en conjunto cerca del 8% del total de individuos. *Quercus rugosa* Née fue la especie arbórea dominante al contar con el 5.2% del total de individuos.

Por su parte, los arbustos se distribuyeron en 8 familias que corresponden al 72% del total de individuos registrados, siendo Scrophulariaceae y Lamiaceae las familias mejor representadas con un poco más del 34% del total de individuos.

Las herbáceas se distribuyeron en 10 familias que ocupan el 16.3% del total de individuos registrados, siendo Adiantaceae y Lamiaceae las familias mejor representadas, con 9.8% del total de individuos.

Familia	# de Individuos	%
Caryophyllaceae	1	0.16
Geraniaceae	1	0.16
Lobeliaceae	1	0.16
Polygalaceae	1	0.16
Fabaceae/compositae	3	0.49
Pteridaceae	3	0.49
Rosaceae	5	0.81
Cupressaceae	10	1.63
Garryaceae	10	1.63
Rubiaceae	10	1.63
Solanaceae	22	3.58
Onagraceae	23	3.74
Amarathaceae	26	4.23
Ericaceae	26	4.23
Pinaceae	32	5.20
Adiantacea e	33	5.37
Fagaceae	55	8.94
No identificadas	57	9.27
Asteraceae/compositae	85	13.82
Scrophulariaceae	103	16.75
Lamiaceae/labiatae	108	17.56
Total general	615	100.00

Tabla 3. Número y proporción de individuos muestreados por familia.

3.2.2. Abundancia y riqueza florística

El comportamiento de la abundancia de los tres grupos biológicos –árboles, arbustos y hierbas- considerados en el estudio (Tabla 4) muestra que los arbustos fueron los más abundantes, con 371 individuos que representan el 60.3% de la abundancia total. El siguiente grupo con mayor abundancia fue el de los árboles, con 144 individuos que representan el 23.4% del total. Por último, las herbáceas obtuvieron un total de 100 individuos que representan el 16.3% de la abundancia total.

Estrato	# Familias	# Especies	# Individuos	% de Individuos
Arbóreo	7	18	144	23.4
Arbustivo	8	18	371	60.3
Herbácea	10	16	100	16.3

Tabla 4. Porcentaje y abundancia por grupo fisionómico

La relación entre la abundancia de arbustos y árboles muestra una dominancia 3 a 1 a favor de los arbustos, así mismo entre arbustos y hierbas la dominancia es de igual manera de 3 a 1 a favor a los arbustos, en cambio la dominancia entre árboles y hierbas es de 1 a 1, según Esquivel (2005), menciona que la dominancia de especies herbáceas decrece en áreas abiertas a la luz del sol, por lo que el resultado del número de individuos de árboles y hierbas indica que son fragmentos conservados así también la relación con respecto al número de familias reafirma que no existe una competencia (Tabla 4).

La riqueza florística de árboles se recarga en un 45% para los encinos, siendo la especie dominante y por lo tanto la que designa el nombre del bosque, siguiendo en porcentaje

son los pinos con el 14%, que de igual manera componen parte del nombre de la unidad de vegetación, el 8% pertenece al oyamel y el 33% a otros árboles.

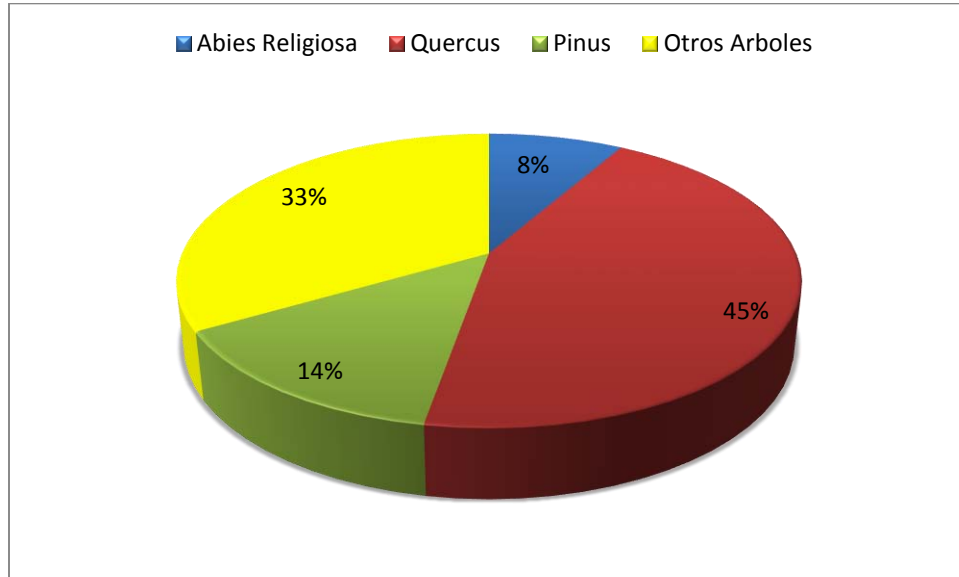


Figura 10. Porcentaje de la Riqueza Florística de Árboles

	Especie	Individuos	
		#	%
Árboles	<i>Abies religiosa</i>	12	1.95
	<i>Arbutus xalapensis</i>	3	0.49
	<i>Comarostaphylis discolor</i> ssp. <i>Pulchella</i> .	23	3.74
	<i>Cupressu slindleyi</i>	10	1.63
	<i>Garrya laurifolia</i> Benth.	6	0.98
	<i>Monnina ciliolata</i> DC.	1	0.16
	<i>Pinus Leiophylla</i>	6	0.98
	<i>Pinus montezumae</i>	2	0.33
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	2	0.33
	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl.	10	1.63
	<i>Prunus serótina</i> subsp. <i>Capulí</i>	1	0.16
	<i>Quercus castanea</i> Née	10	1.63
	<i>Quercus conspersa</i> Benth.	6	0.98
	<i>Quercus glabrescens</i> Benth	3	0.49
	<i>Quercus laurina</i> Humb. & Bonpl.	5	0.81
<i>Quercus mexicana</i> Humb. & Bonpl.	4	0.65	
<i>Quercus rugosa</i> Née	27	4.39	
Arbustos	<i>Archibaccharis hirtella</i> (DC.) Heering	4	0.65
	<i>Baccharis conferta</i>	2	0.33
	<i>Bidens ostruthioides</i> (DC.) Sch. Bip.	4	0.65
	<i>Buddleja cordata</i> H.B.K. SSP	102	16.59
	<i>Eupatorium deltoideum</i> .	3	0.49

	<i>Fuchsia microphylla</i> H.B.K.	23	3.74
	<i>Garrya laurifolia</i> Benth.	4	0.65
	<i>Iresine ajuscana</i> Suess&Beyerle	22	3.58
	<i>Iresine diffusa</i> Humb. &Bonpl. exWilld.	4	0.65
	<i>Lobelia laxiflora</i> H.B.K.	1	0.16
	<i>Lycopus americanus</i>	3	0.49
	<i>Perymenium berlandieri</i> DC.	6	0.98
	<i>Salvia gesneriflora</i> Lindl.	39	6.34
	<i>Salvia mexicana</i> L.	25	4.07
	<i>Salvia polystachya</i> Ort.	14	2.28
	<i>Senecio angulifolius</i> DC.	48	7.80
	<i>Solanum cervantesii</i> Lag.	22	3.58
	<i>Stevia subpubescens</i> Lag.	2	0.33
	<hr/>		
	<i>Adiantopsis radiata</i> (L.) Fée	3	0.49
	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose	1	0.16
	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose	3	0.49
	<i>Bidens ostruthioides</i> (DC.) Sch. Bip.	4	0.65
	<i>Bidens pilosa</i> L.	4	0.65
Herbáceas	<i>Cnicus benedictus</i>	3	0.49
	<i>Geranium mexicanum</i>	1	0.16
	<i>Salvia gesneriflora</i> Lindl.	27	4.39
	<i>Sibthorpia repens</i>	1	0.16
	<i>Stellaria cuspidata</i>	1	0.16
	<i>Vicia pulchella</i> H.B.K. ssp. <i>Pulchella</i>	3	0.49

Tabla 5. Porcentaje de individuos por especie y grupo fisionómico (se incluyen especies identificadas y corroboradas por el herbario FES-I).

3.2.3. Comparación de familias principales de árboles dominantes.

La distribución de los individuos de las distintas familias de árboles, considerando los bloques de distancia a cada 10 m en que fueron divididos los transectos de campo, muestra que el grupo de las fagáceas superan a las pináceas y estas a las cupresáceas en los primeros 90 metros contados a partir del borde de los fragmentos forestales (Figura 11).

Asimismo, que los tres grupos muestran una tendencia negativa del borde al interior, la cual no obstante se estabiliza entre los 50 y 60 m., sugiriendo que a partir de este umbral la vegetación arbórea es menos perturbada.

Las especies de encinos en este trabajo mostraron una mayor proporción biomasa aérea con respecto a otras especies comparativamente más intolerantes a la sombra como los pinos. Esto explica la dominancia de los encinos sobre los pinos.

A lo que Galindo (2012) sugiere que estas diferencias en cuanto a la dominancia de las dos especies está determinada por la tolerancia a la sombra.

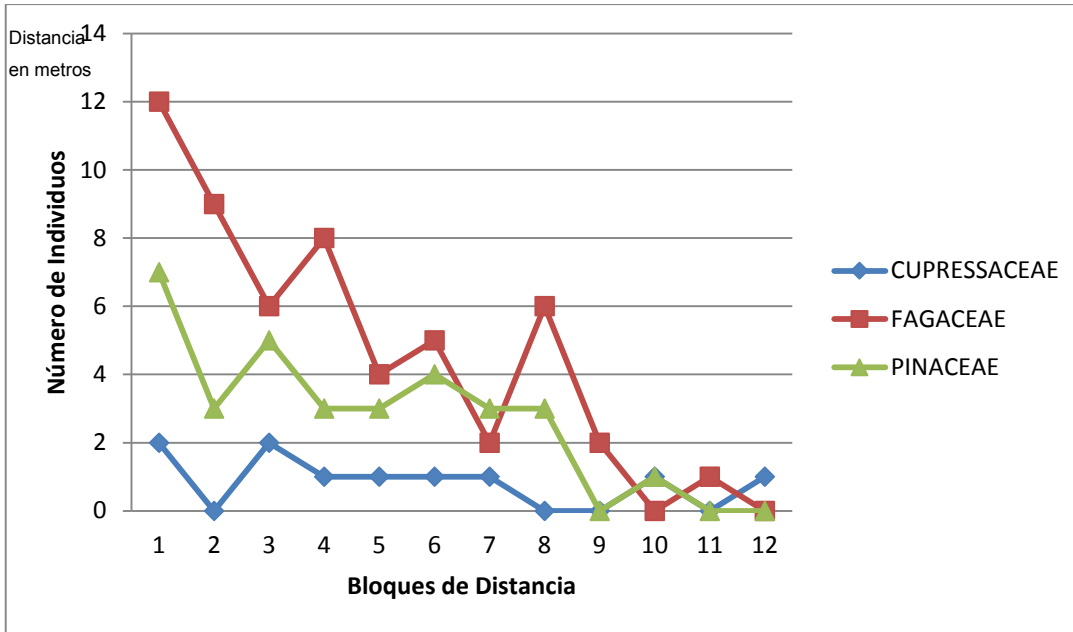


Figura 11. Distribución borde-interior de las principales familias de árboles.

3.2.4. Distribución diamétrica de árboles

Para representar el comportamiento de la distribución diamétrica de árboles (diámetro a la altura del pecho) se consideraron 7 rangos. El primer rango de 0 - 20 cm es el que obtuvo la mayor cantidad de individuos (80% de la abundancia total), seguido de los rangos 20 - 40 cm y 60 - 80 cm, en tanto que los tres rangos más altos (> 80 cm) obtuvieron las menores abundancias, sugiriendo para los bosques del área una relativa juventud.

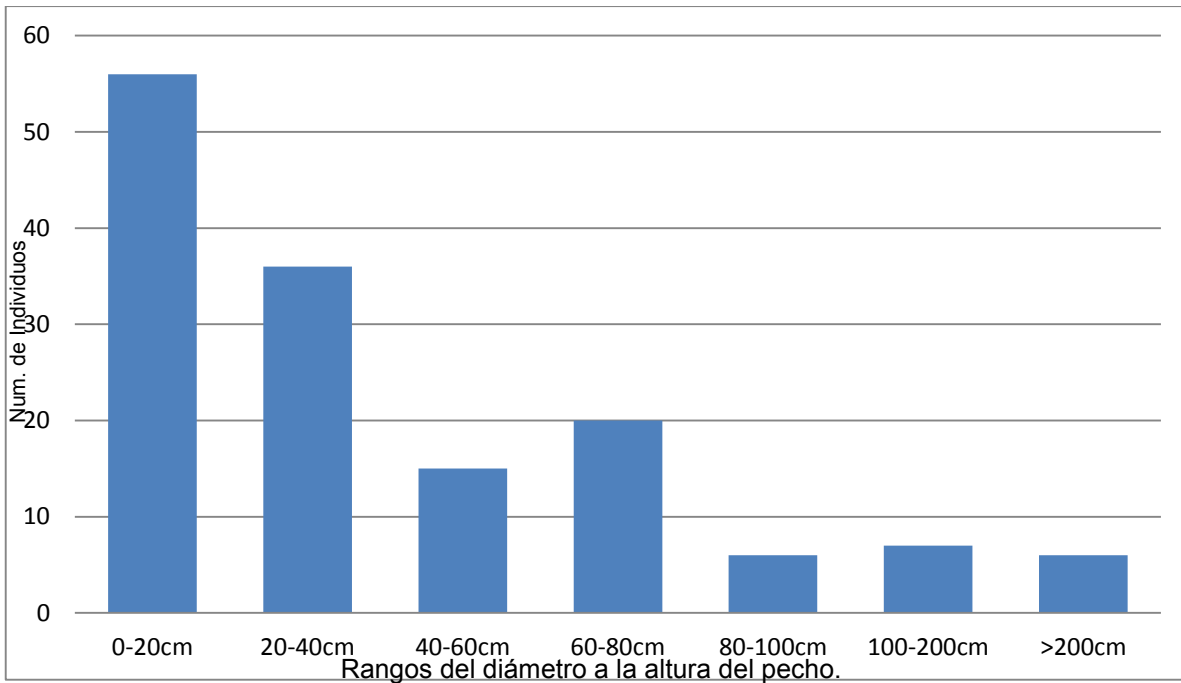


Figura 12. Distribución diamétrica de árboles.

3.2.5. Distribución de alturas

Para la facilitar la caracterización y comparación de las alturas al interior de los grupos biológicos evaluados, se agruparon los registros en 8 grupos para arbustos y 4 grupos para árboles.

La Figura 13 muestra el comportamiento de las alturas de 372 individuos arbustivos analizados. Se observa que las alturas predominan de 1 a 2 metros, siendo la mayoría arbustos con una simetría longitudinal de tipo basitonía, es decir, con un crecimiento de ramas en forma erecta desde la base, lo que sugiere que los arbustos están en constante renuevo de ramas vigorosas.

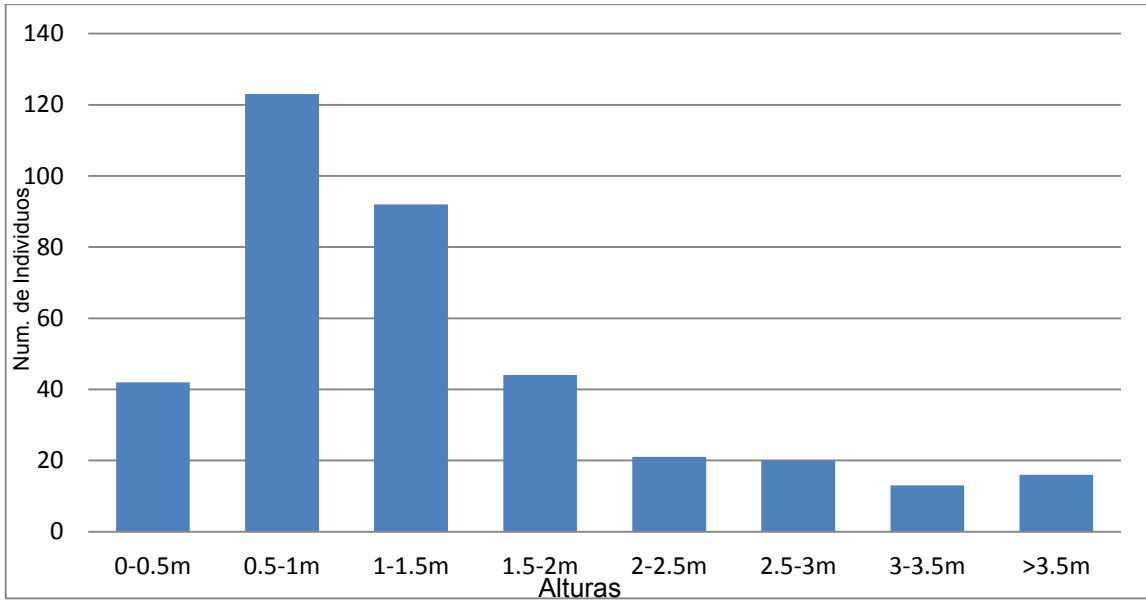


Figura 13. Distribución de alturas de arbustos.

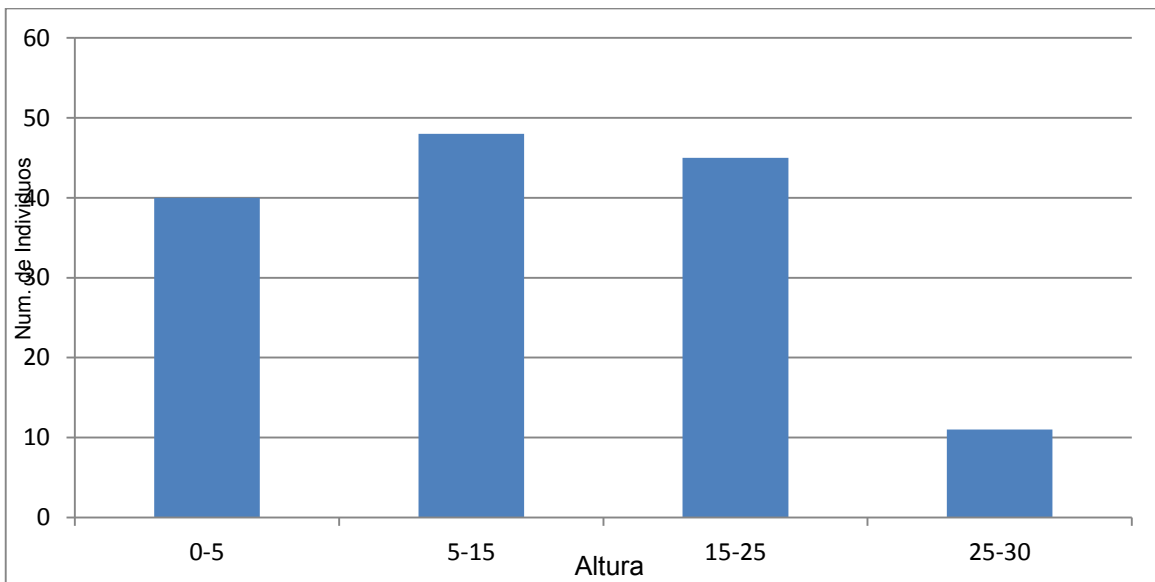


Figura 14. Distribución de alturas de árboles.

La Figura 14 muestra la distribución de las alturas de 144 individuos arbóreos muestreados. Mientras que los individuos de menor altura (grupos de 0 – 5 m y de 5 – 15 m de altura) suman 88 individuos, los más altos (grupos de 15 – 25 m y 25 – 30 m) son 56

individuos, destacando en el conjunto una fisonomía que sugiere un buen estado de conservación y una estructura madura aunque con aceptable grado de recuperación.

El análisis de la distribución de las características estructurales del bosque a lo largo del perfil borde-interior reveló que el diámetro y la altura, tanto de árboles como de arbustos, presentan una tendencia negativa, es decir, que ambas variables disminuyen desde el borde hacia el eje de los barrancos. Este resultado puede considerarse normal, ya que la morfología negativa (hundida) de los barrancos, aunado al alto valor de sus pendientes internas, limitan la entrada de luz y el desarrollo de algunas especies.

A este respecto, Galindo (2012) explica que el crecimiento de las plantas se correlaciona de forma positiva con el suministro de luz, siendo la altura y la biomasa de tallo dos de las variables más afectadas. Esta situación parece ser muy importante en el caso de los pinos, que han mostrado ser altamente demandantes de luz y los que menos sobreviven a la sombra. Este mismo patrón se ha encontrado para plántulas tolerantes e intolerantes a la sombra en ambientes tropicales y mediterráneos.

3.3. VARIABLES DE RESPUESTA DE LA VEGETACIÓN AL EFECTO DE BORDE

El Análisis de Componentes Principales (ACP) considerando 15 variables de la vegetación, arrojó un total de 4 componentes (Figura 15 y Tabla 6). El primer componente (44% de la varianza), básicamente relacionado con variables de la composición, es el que mejor explica los cambios entre los bloques en los que se dividieron los transectos de campo (Tabla 7).

El componente composición incluye siete variables (Tabla 1), tres de las cuales se refieren a la riqueza de especies de las tres formas biológicas consideradas en el estudio (árboles, arbustos y hierbas); dos variables se refieren a la abundancia de árboles y arbustos; una variable se refiere a la diversidad (Índice Shannon-Wiener); y otra a la equitatividad. Cabe señalar que la abundancia fue considerada como una variable de la composición porque los datos de diversidad se tomaron a partir de las especies y su abundancia. Todas estas variables son las que mejor reflejan diferencias estadísticas del bosque a lo largo del transecto borde-interior, al explicar el 44% del total de varianza contenido en el componente 1 del análisis ACP (Tabla 6).

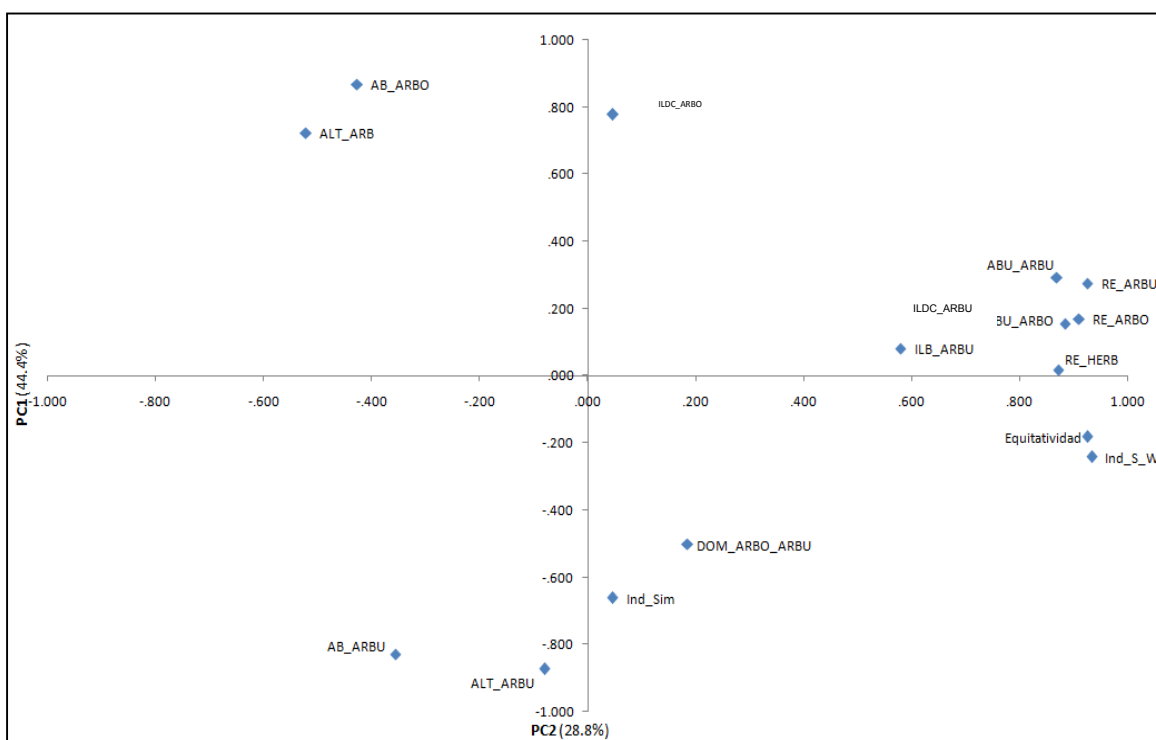


Figura 15. Varianza acumulada (PC1 y PC2: 73.3%).

Variables	Descripción	Valores mayores a .8
ABU_ARBO	Abundancia de arboles	0.893
ABU_ARBU	Abundancia de arbustos	0.901
RE_ARBO	Riqueza especifica de arboles	0.927
RE_ARBU	Riqueza especifica de arbustos	0.945
RE_HERB	Riqueza especifica de herbáceas	0.873
INDC_S_W	Índice de Shannon-Wiener	0.913
EQUITATIV	Equitatividad	0.906

Tabla 6 .Variables de PC1.

Componentes	Eigenvalores (<i>Autovalores</i>)		
	Total	% Varianza	% Varianza Acumulada
1	6.672	44.478	44.478
2	4.333	28.889	73.367
3	1.542	10.278	83.645
4	1.139	7.590	91.235

Tabla 7.Total de la varianza explicada por componentes.

3.3.1. Identificación y amplitud espacial de los hábitats de borde e interior

El dendograma de la Figura 16 muestra los grupos formados durante el proceso de aglomeración, así como la distancia existente entre los grupos aglomerados. Las distancias están representadas a una escala estandarizada de 25 puntos.

Como se puede observar, los primeros cinco bloques de distancia contada a partir del borde de los fragmentos forestales se separan del resto de los bloques, creando un grupo muy marcado de estrecha relación puesto que se unen a números no continuos en cada primer grupo. Así mismo, los bloques del 6 al 12 forman 2 grupos en los primeros 2 puntos de la escala.

El dendograma muestra con notable claridad el agrupamiento de los bloques de distancia de las variables obtenidas por análisis de componentes principales, lo que nos dio la formación de dos grupos. El primer grupo lo conforman los cinco bloques de distancia que

definen el borde exterior de los fragmentos forestales, que va de 0 a 50 m. a partir del borde. El segundo grupo lo establecen del bloque 6 al 12, que van de 50 a 120 m. de distancia.

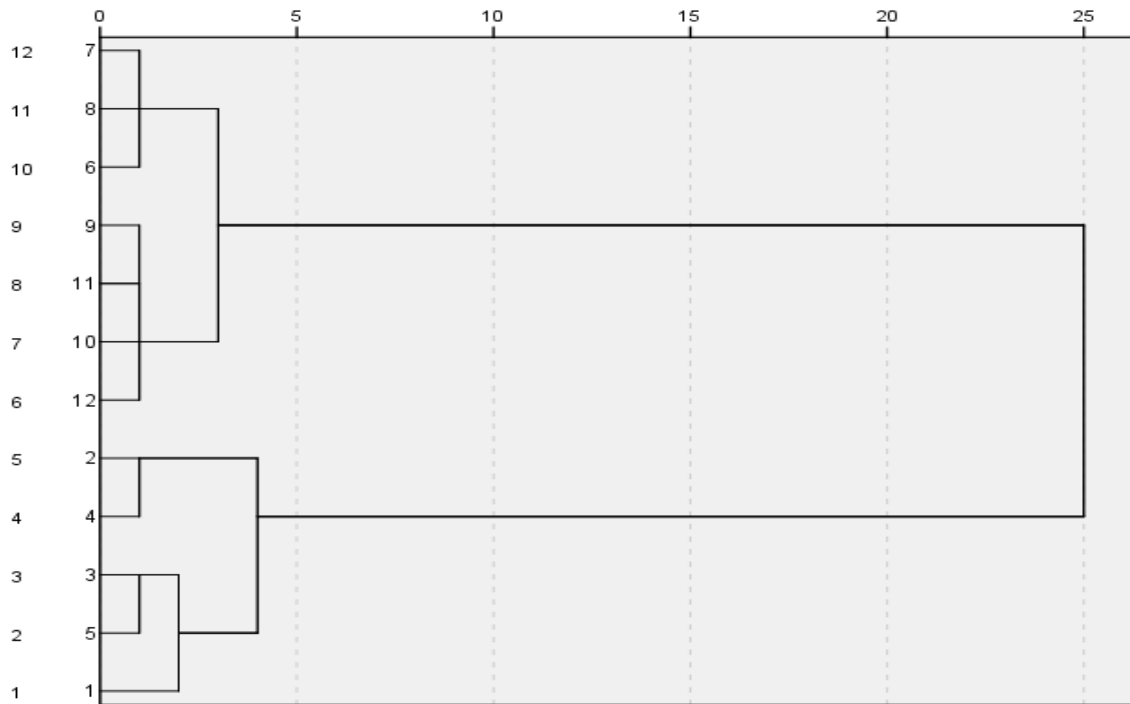


Figura 16. Dendrograma de los grupos formados por el análisis de conglomerados.

La Tabla 8 muestra que los valores estadísticos F tienen asociados niveles críticos muy pequeños de significancia ($P \geq 0.05$), lo cual demuestra que las variables seleccionadas tienen coherencia al agrupar bloques de distancia que poseen similitud estadística en términos de sus características de composición.

Variabes	Suma de Cuadrados	gl.	Madia Cuadrática	F	P
ABU_ARBO	521.486	1	28.251	18.459	.002
ABU_ARBU	6954.002	1	82.091	84.710	.000
RE_ARBO	99.086	1	7.091	13.973	.004
RE_ARBU	204.402	1	3.651	55.979	.000
RE_HERB	46.002	1	2.091	21.996	.001
INDC_SW	3.129	1	.471	6.641	.028
EQUIT	45.045	1	6.098	7.387	.022

Tabla 8. Resumen del ANOVA.

De esta manera, se puede concluir que el conjunto de fragmentos forestales muestreados en 12 transectos, con sus diferentes estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo, determinan que las especies se distribuyen en dos franjas hacia el interior del fragmento, definiéndolas como borde (0 – 50 m) y núcleo (50 – 120 m) (Figura 16).

3.4. CARACTERÍSTICAS DEL BOSQUE EN HÁBITATS DE BORDE Y ÁREA NÚCLEO

3.4.1. Área de Borde (0-50m)

La comunidad del bosque en las áreas de borde se caracterizó por una mayor diversidad y abundancia, al registrar 13 familias y 466 individuos repartidos en 51 especies de las cuales 12 no pudieron ser clasificadas (Tabla 9). Del total de especies, 19 corresponden a individuos del estrato arbóreo: *Abies religiosa*, *Arbutus xalapensis*, *Comarostaphylis discolors sp. Pulchella.*, *Cupressus lindleyi*, *Garrya laurifolia Benth.*, *Monnina ciliolata DC.*,

Pinus Leiophylla, *Pinus pseudostrobus* Lindl., *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl., *Prunus serótina* subsp. *capuli*, *Quercus castanea* Née, *Quercus conspersa* Benth, *Quercus laurina* Humb. & Bonpl., *Quercus mexicana* Humb. & Bonpl. y *Quercus rugosa* Née.

Para el estrato arbustivo se registraron 21 especies: *Archibaccharis hirtella* (DC.) Heering, *Baccharis conferta*, *Bidensos truthioides* (DC.) Sch. Bip., *Buddleja cordata* H.B.K. SSP, *Eupatorium deltoideum*., *Fuchsia microphylla* H.B.K., *Garrya laurifolia* Benth., *Iresine ajuscana* Suess & Beyerle, *Iresine diffusa* Humb. & Bonpl. ex Willd., *Lycopus americanus*, *Perymenium berlandieri* DC., *Salvia gesneriflora* Lindl., *Salvia mexicana* L., *Salvia polystachya* Ort., *Senecio angulifolius* DC., *Solanum cervantesii* Lag .y *Steviasubpubescens* Lag.

Como se esperaba, el análisis de la dominancia revela que el área de borde presenta condiciones ambientales que favorecen la proliferación de arbustos, los cuales dominan sobre los árboles en una relación 3:1. Destacan en este sentido algunas especies propias del bosque como *Senecio angulifolius* DC. y *Buddleja cordata* H.B.K. SSP.

Estrato	Área de borde (0-50m)	Área Núcleo 50-120m
Árboles	99	45
Arbustos	297	74
Familias		
Amarathaceae	26	
Asteraceae/compositae	68	1
Cupressaceae	6	4
Ericaceae	16	10
Fagaceae	39	16
Garryaceae	7	3
Lamiaceae/labiatae	65	16
Lobeliaceae		1
Onagraceae	16	7
Pinaceae	21	11
Polygalaceae	1	
Rosaceae	1	
Scrophulariaceae	67	35
Solanaceae	21	1

Tabla 9. Número de individuos por grupos fisionómicos y familias, entre hábitats de borde y área núcleo.

3.4.2. Área Núcleo (>50 m)

En el interior de los fragmentos forestales se registraron un total de 149 individuos repartidos en 11 familias y 30 especies, de las cuales 6 especies no fueron identificadas taxonómicamente. En el estrato arbóreo se cuenta con 12 especies: *Abies religiosa*, *Comarostaphylis discolor ssp. Pulchella.*, *Cupressus lindleyi*, *Garrya laurifolia Benth.*, *Pinus Leiophylla*, *Pinus montezumae*, *Pinus teocote Schiede ex Schlttdl.*, *Quercus castanea Née*, *Quercus glabrescens Benth*, *Quercus laurina Humb. & Bonpl.* y *Quercus rugosa Née* (Figura 16).

Por su parte, en el estrato arbustivo se reconocieron 11 especies: *Buddleja cordata* H.B.K. SSP, *Fuchsia microphylla* H.B.K., *Lobelia laxiflora* H.B.K., *Lycopus americanus*, *Salvia gesneriflora* Lindl., *Salvia mexicana* L., *Senecio angulifolius* DC. y *Solanum cervantesii* Lag (Figura 16).

A diferencia del hábitat de borde, en el área núcleo de los fragmentos la dominancia de los arbustos sobre los árboles no es tan marcada (relación 2:1), destacando entre los árboles algunas especies como *Comarostaphylis discolor* ssp. *Pulchella* y *Quercus castanea* Née.

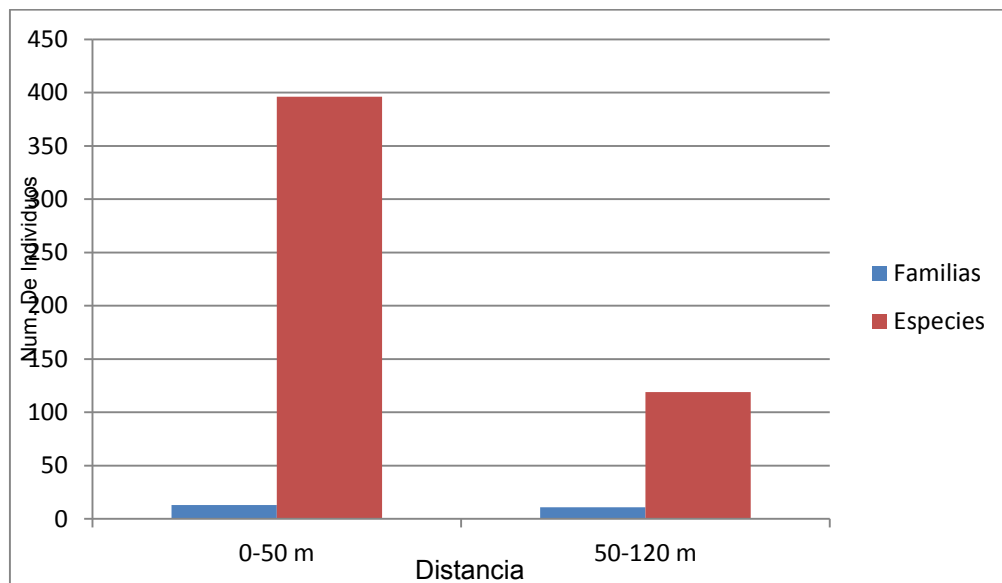


Figura 17. Número de Familias y especies entre hábitats de borde y área núcleo.

3.4.3. Diversidad de los bordes

El análisis de las bases de datos revela que existe un efecto de correlación entre por un lado la matriz y el borde de los fragmentos forestales, y por otro entre el borde y el núcleo de los fragmentos. En la Figura 18 se observa que los valores más altos del Índice de

Shannon-Wiener son estables hasta los 50 metros desde el borde los fragmentos, lo cual es interpretado como indicativo de la existencia de un disturbio que afecta el área de borde de los fragmentos de bosque. A partir de este umbral, el interior de los fragmentos se caracteriza por una disminución de la diversidad, aunque con mayor proporción de especies propias de interior, demostrando que las comunidades forestales en el hábitat de núcleo corresponden a un sistema conservado.

Al contrario del Índice Shannon-Wiener, la equitatividad muestra una estabilidad de valores tanto en el borde como en el núcleo de los fragmentos forestales, ya que los valores bajos indican que los fragmentos son florísticamente homogéneos con respecto al grado de igualdad de la distribución de la abundancia, esto quiere decir que se puede diferenciar ampliamente el tipo de bosque por la dominancia de una especie, en este caso del encino.

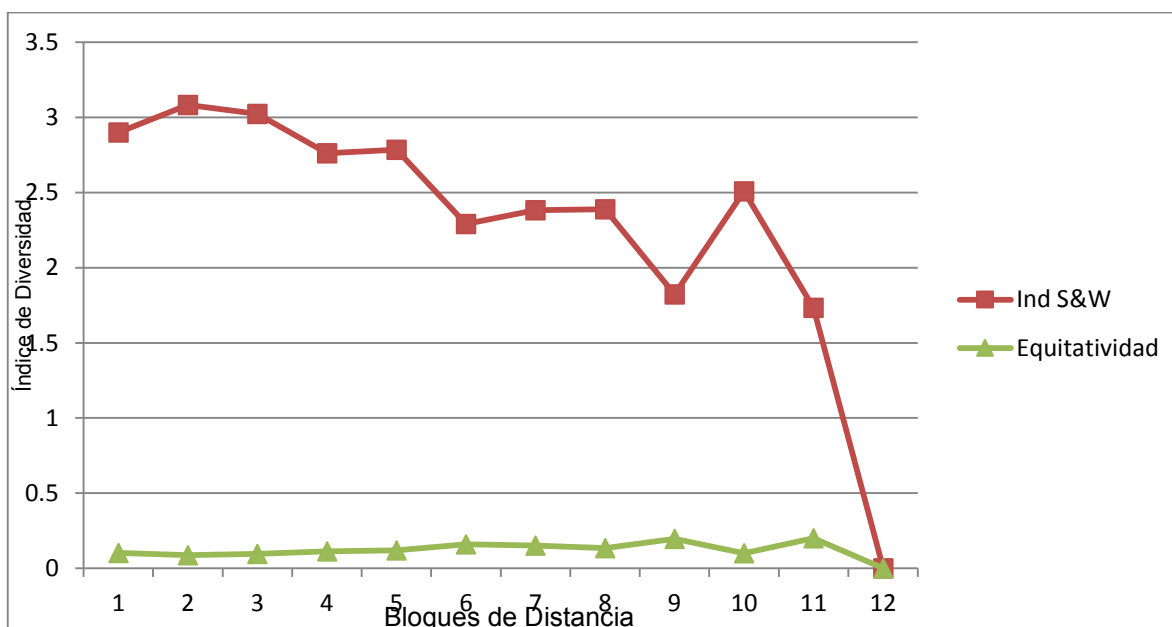


Figura 18. Índices de diversidad y equitatividad por bloques de distancia.

3.5. DIAGNÓSTICO DEL IMPACTO DEL EFECTO BORDE EN FRAGMENTOS FORESTALES A ESCALA DE PAISAJE, E IDENTIFICACIÓN DE CORREDORES ECOLÓGICOS.

La Figura 19 muestra la distribución de los hábitats de borde (< 50 m) y área núcleo (> 50 m) en el interior de los fragmentos del bosque de encino-pino. Es de gran significado el hecho de que los núcleos bien conservados se distribuyen de manera discontinua, indicando que los bosques que ocupan el interior de los barrancos funcionan como corredores de tipo intraconectivo.

La interpretación de la figura 19 permitió clasificar los fragmentos forestales en tres órdenes:

Primer orden. Este orden corresponde a fragmentos del bosque que presentan una conexión directa con la masa forestal mejor conservada, la cual hemos interpretado en este estudio como el "núcleo de bosque". Este orden comprende a la menor cantidad de fragmentos, sin embargo son los más extensos y que tienen un área núcleo de mayor tamaño.

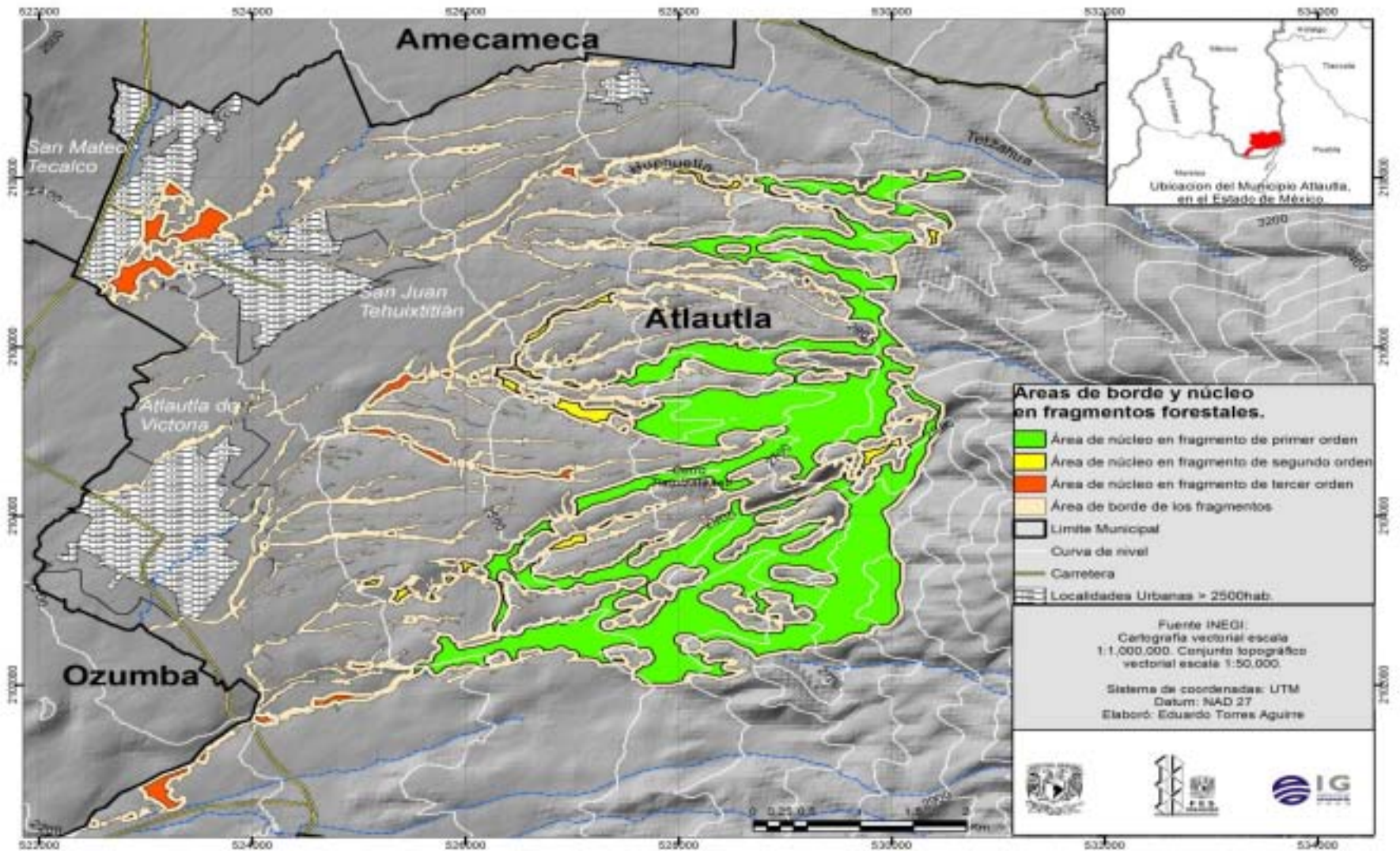


Figura 19. Delimitación de núcleos como propuesta de corredores ecológicos en la parte occidental del Popocatepetl.

Segundo orden. Este orden comprende a los fragmentos forestales que carecen de una conexión directa con el "núcleo de bosque", sin embargo, existe en ellos una conexión de tipo influconectivo (Figura 1), es decir, que no obstante que sus áreas núcleo están desconectadas entre sí, forman parte de todo un sistema relieve-vegetación que les permite una conexión indirecta con los núcleos de bosque a través de su contacto directo con fragmentos forestales de primer orden.

Tercer orden. Este orden refleja una situación similar a la ejemplificada en la Ilustración 8. Sin embargo, el análisis de borde en ambiente SIG revela que en este caso los fragmentos presentan una condición excepcional al estar físicamente desconectados de otros fragmentos de primero o segundo orden y por lo tanto, de los núcleos de bosque.

Orden	Numero de Fragmentos	Hectáreas
1	3	1276
2	47	142
3	35	253

Tabla 10. Área de los Fragmentos

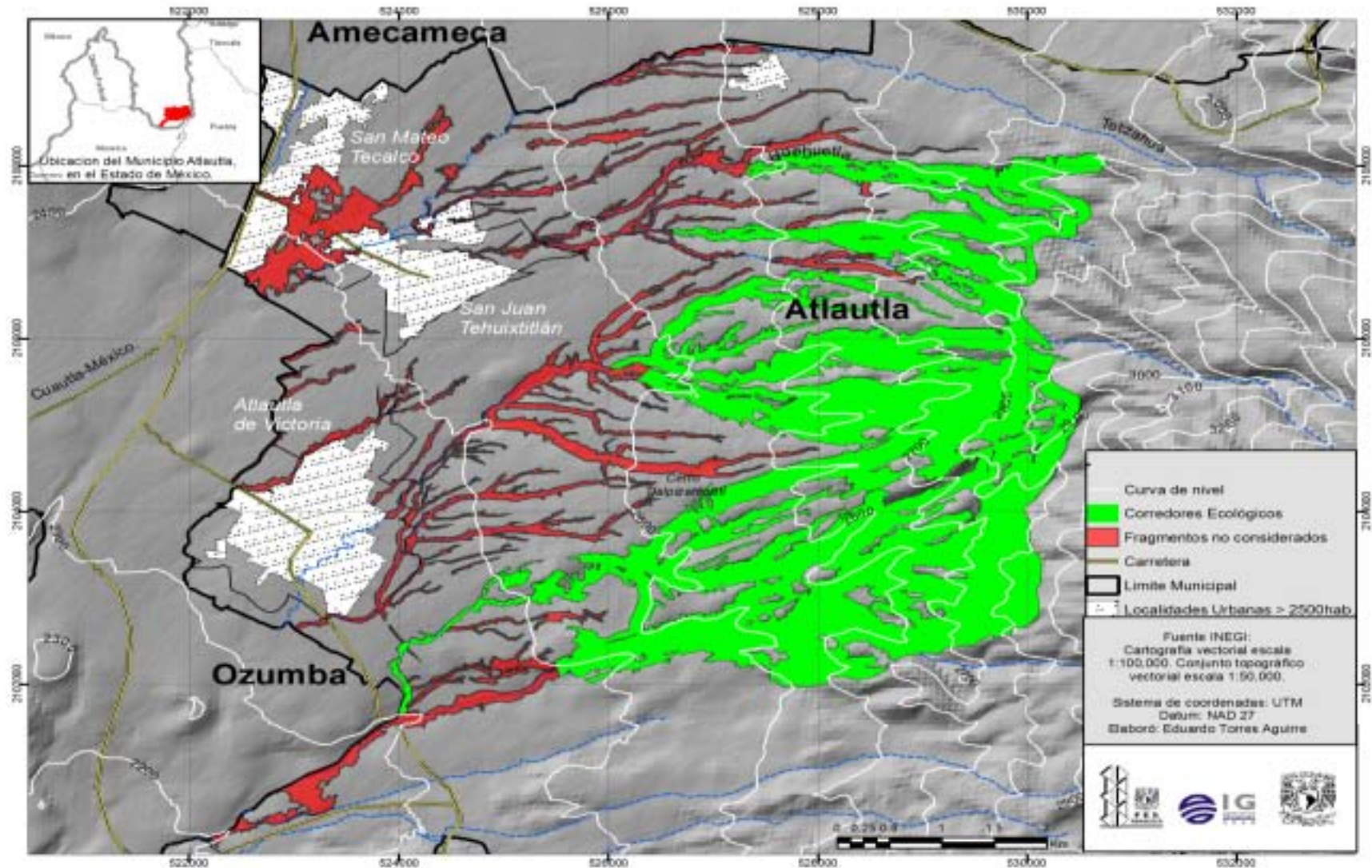


Figura 20. Propuesta de corredores ecológicos en la vertiente occidental del volcán Popocatepetl.

La figura 20 muestra la propuesta de corredores ecológicos en el bosque de encino-pino de la vertiente occidental del volcán Popocatepetl, con una superficie de 1395 ha. la cual comprende:

a) Todos los fragmentos de primer orden, los cuales tienen una conexión directa con el "núcleo de bosque" y que en conjunto abarcan una superficie de 1276 ha.

b) Todos los fragmentos de segundo orden que presentan una conexión directa con los fragmentos de primer orden y que además contienen áreas núcleo de forma continua o discontinua. En su conjunto abarcan una superficie de 119 ha.

c) No se incluyen como propuesta a todos los fragmentos de segundo orden que carecen de núcleo así como a todos los fragmentos de tercer orden, los cuales no presentan una conexión directa con los anteriores ordenes.

Por lo anterior descrito y el análisis de estructura y composición de la vegetación, se puede concluir que una elevada proporción de los barrancos de la zona funcionan como nichos ecológicos de gran calidad y por lo tanto se proponen como corredores ecológicos, los cuales tienen como finalidad servir de base para las diferentes herramientas de la política ambiental.

Conclusiones

La presente investigación coadyuva al conocimiento de los efectos de borde en ecosistemas forestales, componente clave para entender la influencia de la estructura del paisaje sobre la calidad del hábitat. En concreto, los resultados permitieron avanzar en la aplicación de conceptos, métodos y técnicas utilizadas en la ecología del paisaje para el estudio del proceso de fragmentación y efecto de borde en la estructura del paisaje, así como en la evaluación de las consecuencias del efecto borde en la condición o estado de las comunidades forestales.

Es importante mencionar que la metodología propuesta en el estudio parte de una revisión teórica y conceptual que ha permitido una primera aproximación a la definición de los criterios y variables que deben ser atendidos para el diagnóstico de áreas forestales altamente fragmentadas. Asimismo, el estudio busca poner en relieve la importancia de los levantamientos de campo como herramienta para el diagnóstico detallado y veraz del estado de los bosques.

En cuanto a la aplicación del método de estudio al caso de los bosques mixtos de la vertiente occidental del volcán Popocatepetl, los resultados se refieren a cuatro ejes principales:

1. Se identificó la conformación de un patrón paisajístico en el que los remanentes forestales se distribuyen en fragmentos alargados de distintas características espaciales, estando confinados en el interior de los principales barrancos del piedemonte del volcán.

2.- La exposición de los fragmentos forestales al ambiente de la matriz externa ha provocado cambios en la distribución de las especies de árboles y arbustos a lo largo del gradiente borde-interior, siendo posible determinar la existencia de un área de borde con una amplitud de 0 a 50 m, y un área núcleo con una amplitud de 50 – 120 m.

3.- De acuerdo con los cambios observados en cuanto a la composición y estructura de la comunidad a lo largo del perfil borde-interior, las áreas núcleo identificadas en el estudio corresponden con el hábitat forestal mejor conservado al interior de los fragmentos forestales.

4.- La distribución de las áreas núcleo en el interior de los fragmentos mejor conservados (primero y segundo orden) es discontinua, indicando que los bosques que ocupan el interior de los barrancos funcionan como corredores de valor ecológico de tipo intraconectivo.

Bibliografía

- Asesores Técnicos de Medio Ambiente (ATECMA). 2007. Identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la región de Murcia. Murcia. España.
- Asbjornsen *et al.* 2004. Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystems services. Renewable Agriculture and Food Systems.
- Atkinson, I. A. E. 1975. Un método para transectos permanentes en la vegetación. University of Wellington. 21:81-83. Nueva Zelanda.
- Bennett, A. F. 1998. Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland. Suiza.
- Burel F., Baudry J. 2002. Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Bustamante, R. O., J. A. Simonetti, A. A. Grez y J. San Martín. 2004. “Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras”. Memorias. pp. 18-26.
- Bustamante R., Grez A.A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*. XI (2): 58-63.
- Cadenasso M. y Pickett S. 2000. Linking forest edge structure to edge function: meditation of herbivore damage. *Journal of Ecology*. 88: 31-44.
- Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Weathers K.C., Jones C.G. 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*. 53/8: 750-759.
- Chassot Oliver, Morera Carlos. 2007. Corredores Biológicos: acercamiento conceptual y experiencias en América San José. Costa Rica: Centro Científico Tropical / Universidad Nacional de Costa Rica. 2007. 128 p.

- Camacho Rico, Fernando; Trejo, Irma; Bonfil, Consuelo. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 78:17-31 pp.
- Canet, L. 2007. Herramientas para el diseño, gestión y monitoreo de corredores biológicos en Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba. Costa Rica.
- Canfield, R. 1941. "Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation". Journal Forestry. 39: 388-349.
- Cantwell M.D. and Forman R.T.T. 1994. Landscapes graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. Landscape Ecology. 63: 215-44.
- Carsjens G.J., Lier V.N. 2002. Fragmentation and land-use planning: an introduction. *Landscape and UrbanPlanning*. 58: 79-82.
- Curtis, H., N. S. Barnes, A. Scheneck y A. Massarini. 2008. Biología. Ed. Médica Panamericana. España.
- Djoz, R. 2002. "Tratado de Ecología". Mundi-Prensa. España. Cap9:406-410.
- Esquivel. 2005. "Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua". CATIE. Nicaragua. Cap1: 10-13.
- FAO. 2005. Terms and definitions. Global Forest Resources Assessment Update. Forestry Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. USA.
- Farina A. 1998. Principles and Methods in Landsape Ecology. Kluwer Academic Publishers. London.
- FARINA, A. 2007. Principles and methods in landscape ecology. Springer Dordrecht. Netherlands. 412 pp.

- Forman, 1995. “Some general principles of landscape and regional ecology”. Landscape Ecology. Academic Publishing. Amsterdam. 10:133-142 SPB.
- Fuentes J, Bocco G. 2003. El relieve como modelador y regulador de procesos en el paisaje. In: Velázquez, A., Torres, A., Bocco, G. (eds.). Las enseñanzas del San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales No. II (4). Instituto Nacional de Ecología. México. p 59-77. (In Spanish).
- Galicia L, García-Romero A. 2007. Land use and land cover change in highland temperate forests in the Izta-Popo National Park, Central Mexico. Mountain Research and Development. 27/1: 48-57.
- Galindo, L. J. 2012. “Supervivencia, crecimiento y patrones de asignación de biomasa en plántulas de Pinus y Quercus en relación a gradientes experimentales de luz y agua” en Dinamica de los bosque neotropicales de Pinus-Quercus. Departamento de Ecología. Universidad Complutense de Madrid. España. 69:49-74.
- García – Romero, A. 1998. “Análisis integrado de paisajes en el occidente de la Cuenca de México (La vertiente oriental de la Sierra de las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo)”. Madrid. España.
- García, R. 2002. Biología de la Conservación: conceptos y prácticas. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Heredia. Costa Rica.
- Goodwin, B. J. & Fahrig, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity?. Oikos. 99: 552-570.
- Granados, C. 2013. Influencia del Efecto de Borde en la degradación de los bosques templados : Cuenca del Río San Jerónimo, Centro de México. UNAM. México.

- Guerrard, A.J. 1993. Landscape sensitivity and change on Dartmoor. In: Thomas, D.S.G., Alison, R.J. (eds.). Landscape sensitivity. Wiley. London. RU. pp 49-63.
- Hubp, 2011. "Diccionario Geomorfológico". UNAM. Instituto de Geografía. México. 480p.
- INEGI. 2007. Guia para la Interpretacion de cartografia del uso del suelo y vegetación, Escala 1250 000, Serie III. México. P:37-65.
- INEGI 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Atlautla, México. Clave geoestadística: 15015 2009.
- INEGI, 2013. "Estadísticas A Propósito Del Día Mundial Forestal". INEGI. AGS. México. P:3-6.
- Integrated Publishing. 2015. Contour Lines. Recuperado el 15/05/2015 de <http://www.tpub.com/seabee/3-35.htm>.
- LAURENCE, W. & E. YENSEN. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. Biological Conservation 55: 77-92.
- Martínez, C., Múgica de la Guerra, M., Castell, C.y de Lucio, J.V. 2009. Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. EUROPARC. Ed. FUNGOBE. Madrid. España
- Mas, F.J., Correa. 2000. "Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida Los Retenes, Campeche, México". Investigaciones Geográficas. Boletín del instituto de geografía. UNAM. México. 43:42-59.
- Montenegro y Vargas. 2008. Caracterización de bordes de bosque alto andino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Coqua. Revista Biología Tropical. Colombia.
- Murcia, C. 1995. Los efectos de borde en los bosques fragmentados: implicaciones para la conservación. El sevier Science. Colombia. 10:58-62.

- Pincheira-Ulbrich J, J R Rau, F Peña-Cortés. 2009. Tamaño y forma de fragmentos de bosque y su relación con la riqueza de especies de árboles y arbustos. Phytón. Chile. 78:121-128.
- PNUMA. 2003. GEO América Latina y El Caribe. Perspectivas del Medio Ambiente 2003. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, San José. 53-61 pp.
- Primack, R; Roíz, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 2001. Fundamentos de conservación biológica. México DF. Fondo de Cultura Económica.
- Ramirez, L.A. 2002. Teoría de Sistemas. Colombia. Universidad Nacional de Colombia.
- Ries, L., Fletcher R., Battin J., Sisk T. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics. 35: 491-522.
- Randall-García. 2005. El corredor biológico mesoamericano: un puente para la conservación de la vida y un reto para el desarrollo. En: Corredores Biológicos de Costa rica. Costa rica. WCS.
- Rzedowski. J. 1994. "Vegetación de México". México, D.F. pp. 57 – 326.
- Romero, M. 2004. Análisis de los cambios en la estructura del paisaje de l'Alt Empordá en el periodo 1957-2001". Tesis Doctoral. Universitat de Girona. España.
- Rosenberg D, Noon B, Meslow C. 1997. Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. University of California Press. California. 47/10: 677-687.
- Ruiz O, Cardona Dorotea, Duque Jose L. 2011. Identification of biological corridors in highly fragmented landscapes through gis tools, "Case study Microcuenca La Bolsa, Marinilla Town". Revista Gestion y Ambiente. Colombia.
- Taylor *et al.* 1993. conservación in-situ: Corredores ecológicos. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68:571-573.

- Tewksbury J, Levey D, Haddad N, Sargent S, Orrick J, Weldon A, Danielson B, Brinkerhoff J. 2002. “Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes”. Proceedings of the National Academy of Sciences 99:12923-12926.
- Thomas, C. D. 1991. Ecological Corridors: An Assessment in: Science & Research Series No.34. Wellington. National Library of New Zealand. 0113-3713.
- Turner, M., S.M. Pearson, P. Bolstad y D.N. Wear. 2003. Effects of Land-cover Change on Spatial Pattern of Forest Communities in the Southern Appalachian Mountains. USA. *Landscape Ecology*. **18**: 449-464.
- Velásquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayora-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bosco, E. Ezcurra y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta 62. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAT. México.
- Veldkamp A, Lambin EF. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 85, 1-6.