



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN GEOGRAFÍA

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA

EFFECTO BORDE EN EL BOSQUE DE ENCINO DE LA SIERRA DE MONTE ALTO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO

MAESTRA EN GEOGRAFÍA

PRESENTA

MARCELA YILOTL CÁZARES SÁNCHEZ

TUTOR

DR. ARTURO GARCÍA ROMERO (Instituto de Geografía, UNAM)

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

DRA. LILIA DE LOURDES MANZO DELGADO (Instituto de Geografía, UNAM)

DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES (Instituto de Ecología, UNAM)

MTRO. JOSÉ MANUEL ESPINOZA RODRÍGUEZ (Facultad de Filosofía y Letras, UNAM)

MTRO. PABLO LEAUTAUD VALENZUELA (Secretaría del Medio Ambiente, SEDEMA)

CIUDAD DE MÉXICO, JUNIO 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

Al Programa de Posgrado en Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México, por haberme dado la oportunidad de ingresar a la maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y al proyecto PAPIIT por apoyarme con la beca durante mis estudios de maestría y en el tiempo de graduación.

A mi asesor, Dr. Arturo García Romero por apoyarme con la investigación y por su comprensión en los tiempos difíciles de la maestría.

A la Dra. Lilia Manzo por todo su apoyo y sus tips que me brindó durante toda la maestría.

A sensei por todo ese conocimiento y jalada de orejas. “Arigato”

A mis compañeros de cubículo: Laeticia García, Stephany, Eduardo, Carlos Granados, Oziel, Luis Barba, Dalia, que sin ellos no hubiera recopilado la información en campo y no me hubiera divertido en todo este proceso.

A Fauno que me hacía despertar cada mañana para tomar el aire fresco y poder pensar.

A mi familia, principalmente a mis gatos que me acompañaron en las desveladas.

A mis amigos de maestría y del Instituto: Mavi, Luis Fer, Chica Maravilla, Pao, Ana “S”, Arturito, Erick, Luis Galván, Lupita, Marco y Karla, que me ayudaron, apoyaron, asesoraron e hicieron todo lo que un amigo hace.

Dedicatorias

A todos los biólogos que no son geógrafos y a todos los geógrafos que gustan de la vegetación.

A la persona que sin ella, esta tesis nunca se hubiera empezado ni terminado (A mí).

Contenido

Introducción	i
Capítulo I Causas y consecuencias del efecto borde en bosques templados	1
1.1 Marco Teórico.....	1
1.1.1 <i>El estudio del paisaje desde la Ecología del Paisaje</i>	1
1.1.2 <i>Bordes y efecto borde: definición, dinámica (analogía membrana) y tipos de bordes</i>	4
1.1.3 <i>Consecuencias en la flora</i>	7
1.1.4 <i>La fragmentación y su efecto borde</i>	8
1.2 Objetivos.....	9
1.2.1 <i>General</i>	9
1.2.2 <i>Particulares</i>	9
1.3 Hipótesis.....	9
1.4 Descripción general del área de estudio y planteamiento del problema.....	10
1.5 Planteamiento del problema.....	14
1.6 Justificación.....	15
1.7 Metodología general.....	16
Capítulo II La fragmentación y su efecto borde en la composición y estructura del bosque de encino	21
2.1 Marco Teórico.....	21
2.1.1 <i>Métricas del paisaje: definición, importancia y tipos (métricas de composición y de configuración)</i>	21
2.1.2 <i>Métricas de configuración espacial</i>	22
2.1.3 <i>La vegetación como indicador en el efecto borde</i>	22
2.1.4 <i>Parámetros de la vegetación: composición y estructura del bosque de encino</i>	24
Objetivos Particulares:.....	25
Planteamiento del problema.....	25
2.2 Metodología.....	25
2.2.1 <i>Selección de fragmentos del bosque de encino</i>	25
2.2.2 <i>Cuantificación espacial “configuración” del bosque de encino (métricas: tamaño, forma y conectividad)</i>	26
2.2.3 <i>Diseño del inventario de la vegetación en campo</i>	27
2.2.4 <i>Cuantificación de la composición y estructura del bosque</i>	29
2.2.5 <i>Determinación en SIG de la amplitud de áreas borde e interior del bosque</i>	31
2.3 Resultados.....	32
2.3.1 <i>Determinación de las métricas de configuración en los fragmentos del bosque de encino</i>	32

2.3.2 Descripción de los parámetros de la composición y estructura del bosque	35
2.3.3 Determinación de áreas borde y núcleo	46
2.3.4 Cartografía de las áreas borde e interior de los fragmentos del bosque de encino	59
2.4 Discusión.....	61
Referencias	68
Capítulo III El efecto borde en la regeneración de brinzales de <i>Quercus spp.</i>	71
3.1 Marco Teórico	71
3.1.1 Las perturbaciones y sus consecuencias en la vegetación.	71
3.1.2 La fragmentación y el efecto borde en la regeneración de los encinos.....	72
3.1.3 La estadística bayesiana en la no linealidad del efecto borde en la regeneración de encinos	74
Objetivo: Evaluar el efecto borde en la ocurrencia de brinzales de <i>Quercus spp.</i> antes y después del punto de quiebre de la distancia al borde.	75
Hipótesis.....	75
Planteamiento del problema.....	75
3.2 Metodología.....	76
3.2.1 Censo de individuos de regeneración	76
3.2.2 Modelos bayesianos aplicados al estudio del efecto borde en la regeneración de encinos: modelo lineal y modelo cero inflado de Poisson.	77
3.3 Resultados	79
3.3.1 Determinación del punto umbral “threshold” del efecto borde en la regeneración y sus variables relacionadas.	79
3.3.2 Distribución de las tres especies dominantes de encinos en el hábitat interior y borde.	80
3.4 Discusión.....	88
Conclusiones.....	95
Conclusiones Generales	96
Referencias	97

Introducción

La transformación de un paisaje continuo a un paisaje distribuido en fragmentos que varían en su espacialidad y composición, es un indicador de pérdida de biodiversidad, procesos y flujos. Los efectos de la fragmentación pueden ser positivos o negativos, como es el efecto borde que divide a través de un borde abrupto o suave a dos hábitat con propiedades diferentes, que al estar en contacto cambian la composición biológica, la cual afecta a la estructura de las comunidades de borde, debido a cambios en la abundancia y la densidad de individuos (Ries et al. 2004)

Los efectos en la composición y en la estructura inciden en: las interacciones entre las especies, en procesos ecológicos como la dispersión de semillas (Cadenasso y Pickett 2000), los patrones de supervivencia y la migración de especies (Murcia 1995, López-Barrera et al. 2007), que en conjunto tienen consecuencias en la regeneración de las especies características del bosque. (Carsjens y Lier 2002).

Vivir bajo la interacción y la heterogeneidad de dos hábitat diferentes (efecto borde) en un mismo fragmento es una situación cada vez más común para las especies dominantes y especializadas del bosque, cuyo hábitat natural se encuentra fragmentado por la expansión urbana, la minería, la agricultura o la silvicultura (Forman, 1995; Peyras et al. 2013).

En el bosque de encino de la Sierra de Monte Alto, la fragmentación por el cambio de uso del suelo, ha sido común por su proximidad con el Área Urbana de la Ciudad de México. La transformación de este bosque a remanentes ha ocasionado cambios en el paisaje creando bordes interactivos, llamados ecotonos.

Los ecotonos son bordes de transición entre hábitat que representan el efecto borde de los fragmentos, por lo que al cuantificar la configuración de los remanentes se determina la magnitud de contraste entre los hábitat, de igual forma el uso de los encinos

como un phytoindicador, puede definir la situación general del ambiente, la dirección de los procesos y el estado del componente seleccionado.

En este estudio se evaluó el efecto borde del bosque templado de encino, como consecuencia de la fragmentación ocasionada a partir del cambio de uso del suelo, creado por la dinámica poblacional del Área Urbana de la Ciudad de México. El estudio se apoya en la Ecología del Paisaje, la cual propone métodos adecuados para el análisis de la espacialidad de los fragmentos forestales, su influencia sobre la organización y los procesos ecológicos del bosque de encino. En particular, se atiende a las consecuencias del desarrollo de bordes sobre la diversidad biológica y la estructura del bosque, así como sobre la regeneración de los encinos, género dominante.

La estadística aplicada fueron: clásica y bayesiana. La estadística clásica se utilizó para la composición y estructura de la vegetación, variables que usualmente están correlacionadas de manera directa y que se pueden obtener a partir de la frecuencia relativa de los datos por ser muy concretos, es decir, al obtener el diámetro de un árbol, se sabe que el valor registrado es real y no se puede inferir su tamaño como se hace en la estadística bayesiana. El uso de la estadística bayesiana esta aplicada en el proceso de regeneración, ya que es un proceso estocástico, que se obtiene a partir de la intersección de las variables que aumentan o decrecen su influencia en cierto punto del gradiente, por lo que se ve reflejado la no linealidad del efecto borde, la cual se puede explicar a partir de las acciones predecibles del proceso, basadas en la información a priori de la regeneración de encinos y distancia al borde.

Para entender mejor el contenido de este trabajo se explicará de manera breve la estructura capitular que está organizada en tres capítulos con sus correspondientes objetivos, planteamientos del problema, hipótesis y justificaciones, debido a que se analiza desde dos tipos de estadística al efecto borde.

Capítulo I. Expone el marco teórico general del efecto borde y la fragmentación desde la Ecología del paisaje. Describe el área de estudio, su problemática, la justificación, los objetivos, la metodología general del estudio.

Capítulo II. Describe el efecto borde en los fragmentos del bosque, a partir de las métricas del paisaje para obtener la configuración. Se evalúa la composición y estructura de la vegetación a través de estadística clásica para obtener las variables que se ven afectadas desde la distancia al borde y determinar las áreas borde- área núcleo. Contiene marco teórico, hipótesis, objetivos particulares, planteamiento del problema, metodología, discusión y conclusiones de la configuración del fragmento, composición- estructura de la vegetación.

Capítulo III. Determina el efecto borde en la ocurrencia de individuos de regeneración de un nivel más alto que una plántula, brinzales, a partir de un modelo bayesiano, que incluye las variables de la vegetación más afectadas por el efecto borde. En este capítulo se describe la oscilación del punto de quiebre del efecto borde. Contiene marco teórico, hipótesis, objetivos, planteamiento del problema, metodología, discusión y conclusiones.

Conclusiones generales. Integra el efecto borde que presenta el bosque de encino como una unidad con estructura, composición, configuración y procesos.

Las ventajas de este estudio del efecto borde en un bosque templado consiste en la aplicación de dos estadísticas, el considerar el espacio modificado (configuración), la composición, estructura y procesos de la vegetación, como variables que permiten comprender la magnitud del efecto borde en el bosque de encino, desde una perspectiva diferente al no utilizar variables comunes como : radiación, temperatura, entre otras variables ambientales, además de que el estudio no fue experimental, sino fue un área natural representativa del bosque elegida al azar, que nos permite distinguir entre límites el avance de la urbanización, información fundamental para el desarrollo de la planificación del paisaje basado en la gestión.

Cabe señalar que el proyecto derivará en bases de datos, cartografía digital a escalas media y detallada, así como evaluaciones y diagnósticos con información ambiental temática, los cuales constituyen productos de amplio interés para los gobiernos locales y estatales, universidades y centros de investigación, entre otros interesados por la conservación ambiental, el manejo de recursos y servicios ambientales, la planificación y el ordenamiento territorial.

Capítulo I Causas y consecuencias del efecto borde en bosques templados

1.1 Marco Teórico

1.1.1 El estudio del paisaje desde la Ecología del Paisaje

Dentro del ámbito geográfico el “paisaje”, siempre ha sido difícil de definir, es por eso que Tesser (2000) lo considera como concepto que pertenece al lenguaje de uso habitual y corresponde a una palabra ambigua, de sentido impreciso y, por tanto, flexiblemente cómoda, que cada cual utiliza a su manera agregando, en la mayoría de los casos, un adjetivo calificativo o de restricción que permite asignarle un determinado sentido. El significado que se le da a este concepto depende del contexto, tiempo y de las diferentes escuelas de pensamiento, por lo que, puede ser estudiado desde lo abstracto, intuitivo, subjetivo, objetivo, directo e indirecto, por mencionar algunas perspectivas.

Por ejemplo, para Berotchachvilli & Bertrand (1978) el estudio del paisaje es un problema de método, señalando dos corrientes modernas: la que lo considera como algo subjetivo, sentido- vivido, y aquella que lo estudia considerándolo como objeto y concreto, otorgándole un sentido estrictamente ecológico. De manera que dentro del espacio-objeto se encuentra al humano teniendo en cuenta sus acciones y reacciones en este espacio.

Es así que desde el enfoque objeto, el estudio del “paisaje”, se define como: una parte de la superficie terrestre con una unidad de espacio que, por su imagen exterior y por la actuación conjunta de sus fenómenos, al igual que las relaciones de posiciones interiores y exteriores, tiene un carácter específico, que se distingue de otros por fronteras geográficas y naturales (Troll, 2003) dando origen al Landschaftsökologieo “Ecología del Paisaje”, introducido por primera vez en 1938 por el geógrafo Troll.

En ecología del paisaje, el análisis de esta superficie terrestre o estructura, no es inmutable y ha ido evolucionando a través del tiempo, pero siempre manteniendo como tema principal el espacio geográfico, ya sea visto como geométrico u holístico— En este último se consideran las relaciones y dinámicas de sus atributos, que tienen dos maneras clásicas de analizarse, la estructural y la funcional (Solon, 2005). El análisis estructural estudia como la estructura del paisaje (el patrón paisajístico) afecta, mediante procesos, la abundancia y distribución de los organismos (Turner, 1989; Wiens & Moss, 2005).

Por ejemplo, si el paisaje se caracteriza por contener a una comunidad de vegetación, entonces se estudia un proceso, como el herbivorismo que afecta la distribución y abundancia de un organismo de interés. Así mismo la estructura determina la heterogeneidad espacial dada por los diferentes tipos de hábitat y sus posibles arreglos; composición y configuración. Algunos aspectos de la composición pueden ser: la cantidad de diferentes ambientes presentes en el área de estudio, como: el número correspondiente de sitios que presentan características de un bosque, área urbana o pastizal, mientras que las medidas de un hábitat fragmentado son aspectos de la configuración.

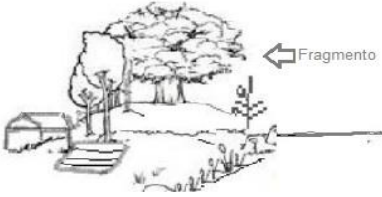

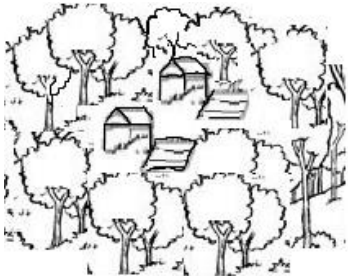
Particularmente es importante mencionar en este trabajo dos momentos fundamentales de la ecología del paisaje. El primero se ubica en la década de 1950, cuando se incluyó la vegetación como elemento de estudio, con el concepto de potencial natural de vegetación por Tüxen y la aplicación por primera vez de paisaje dentro de la biogeografía por Dansereau, que permitieron analizar las poblaciones, comunidades y ecosistemas a nivel de paisaje a partir de un atributo biótico dominante, la vegetación, la cual determina hasta un 70% de la estructura (Kostrowicki, 1976) al relacionarlo con los demás atributos abióticos y bióticos, como puede ser: el humano y sus actividades, el relieve y el sustrato.

El segundo periodo de importancia son los 70's, cuando se introdujo el término Geosistema: como fundamento para el estudio de la interacción hombre- naturaleza, dentro de un complejo dinámico, resultado de la interacción entre un potencial ecológico y su explotación biológica por las comunidades (Beroutchachvili & Bertrand, 1978), relacionado los cambios de la vegetación a partir de la dinámica poblacional para determinar la condición o proceso del paisaje (Forman et al., 1986; Matteucci, 1998).

En el estudio del paisaje, se considera a la estructura, la función y el cambio como las tres principales propiedades que determinan el estado del paisaje (Meentemeyer & Box, 1987; Matteucci, 1998). Resaltando en este trabajo a la estructura y el cambio del paisaje, en donde la estructura está compuesta por tres elementos: parches, corredores y matriz, los cuales forman el Modelo de Patrón Espacial en Mosaico (Forman & Godron, 1986; Gardner et al., 1991; Ahern, 1995) (Tabla 1) y los cambios son las transformaciones

de un paisaje por diferentes procesos espaciales, como por ejemplo perforación, fragmentación y abrasión, que incrementan la pérdida del hábitat y el aislamiento, causando distintos efectos en los patrones espaciales y en los procesos ecológicos. (Forman, 1995).

Tabla 1. Modelo de patrón espacial en mosaico. Se describen los elementos del patrón del paisaje: fragmentos (Wiens et al., 1985), corredores (Forman et al., 1986) y matriz (Vila et al., 2006).

Elementos del paisaje	Definición	
<u>Fragmentos o parches</u>	Son áreas discretas relativas o periodos de una condición ambiental homogénea, donde los límites del parche se distinguen por la discontinuidad en el estado de los caracteres ambientales.	
Corredores o conectores	Son elementos lineales que pueden ser definidos en lo básico de estructura y función. "Estrechass franjas de tierra que difieren de la matriz a cada lado, pueden ser tiras aisladas, pero por lo general están asociadas a un parche de vegetación, que funcionan como hábitat	
Matriz	Es la porción del paisaje que contiene el elemento dominante estructural que ocupa mayor superficie y tiene un valor fundamental en la dinámica del paisaje.	

En el modelo de patrón espacial en mosaico, la cuantificación de la estructura del

paisaje es considerada como un requisito para determinar los procesos que afectan a los elementos del patrón (parches, corredores y matriz) (Gardner et al., 1991; Matteucci, 1998) obtenidos a partir de medidas espaciales como: tamaño, densidad, forma, área núcleo, aislamiento, contraste y conectividad, entre otros. Estos índices del paisaje, también llamados métricas del paisaje, aportan datos numéricos sobre la composición y la configuración del paisaje, así como la proporción de las cubiertas del suelo, superficie y forma de los elementos del paisaje. Además, permiten una comparación entre distintas configuraciones paisajísticas de la misma área en distintos momentos temporales o proyecciones (Gustafson, 1998).

1.1.2 Bordes y efecto borde: definición, dinámica (analogía membrana) y tipos de bordes.

Todo elemento del Modelo del Patrón de Mosaico tiene un borde, que se define como un límite, frontera o una orilla, es decir, el perímetro del fragmento. El borde no es lineal, sino es una zona de transición, conocida también en biología como ecotono, que puede funcionar como hábitat, filtro o barrera. "Sus propiedades: ancho, longitud, contenido, contraste grado o irregularidad, determinan la velocidad de movimiento de materiales, energía y organismos a través o a lo largo de su recorrido" (Matteucci, 2004). Así mismo, estas propiedades determinan la "profundidad" de los procesos que suceden en el borde y afectan el hábitat interno (Rowley, 1993).

El borde como hábitat difiere del área del fragmento, ya que posee una estructura de vegetación, una biota, y condiciones físicas y microclimáticas diferentes a los hábitat adyacentes. También las especies que habitan en el borde tienen características biológicas diferentes a las especies internas, ya que las primeras suelen ser generalistas u oportunistas con estrategia r, lo que les permite adaptarse a microclimas más fluctuantes; en tanto que las especies internas son especialistas con estrategia k, adaptadas a un microclima más estable (Matteucci, 2004; Mórlands, 2005).

Los bordes se clasifican en abruptos y suaves, (Figura1) dependiendo de su transición entre los hábitat. Por ejemplo, la transición entre los bordes del bosque y las áreas abiertas pueden tener una forma curvilínea (suave) o con pendiente (abrupto), dependiendo del tipo de suelo, relieve, topografía y su uso del suelo (Dramstad et al., 1996; Farina, 1998; Forman, 1995).

Los bordes duros o abruptos tienen un marcado contraste entre el hábitat original y el transformado, mientras que los bordes suaves se caracterizan por transiciones graduales entre dos tipos de bosques o comunidades ecológicas diferentes (Wiens et al., 1985; Forman, 1995). Los límites naturales con frecuencia son bordes suaves con un cambio en la composición y estructura de la vegetación gradual entre los hábitat (Lindenmayer et al., 2006).

Ambos tipos de borde pueden actuar como membranas permeables en su estructura (Laurance et al., 2001; López, 2004) que dividen dos áreas con recursos diferentes, formando una zona de amortiguamiento contra la propagación de una perturbación, flujos de sustancias, materiales, organismos o factores abióticos, pudiéndose evaluar un elemento o proceso del paisaje a partir de su dinámica en el borde (Williams, 1991).

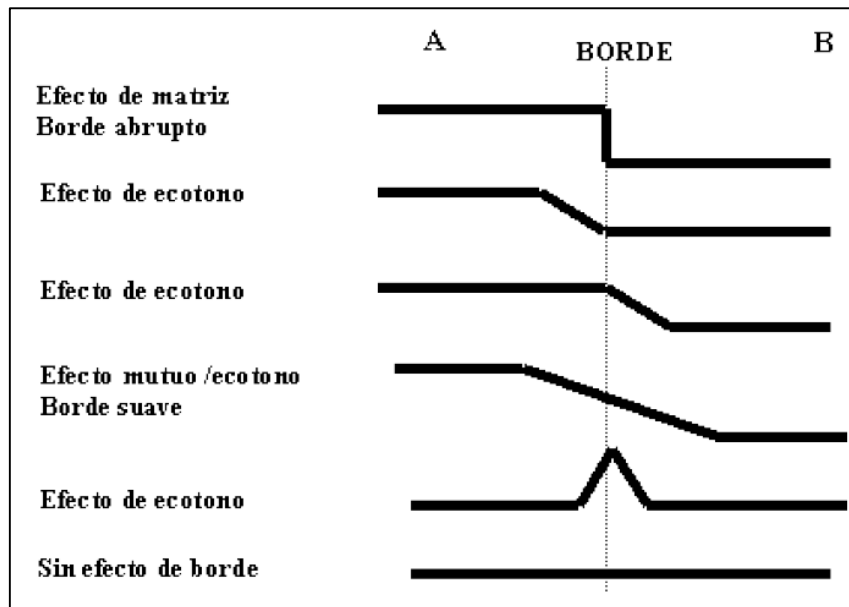


Fig. 1. Representación de algunas respuestas potenciales de una variable dada a lo largo del gradiente de los hábitat adyacentes A y B. Modificado a partir de López (2004)

A partir de esta dinámica, en donde se incrementan o disminuyen los flujos de materia o energía, surgió la teoría de permeabilidad de bordes (López, 2004), la cual dicta que cuanto menor es el contraste entre los hábitat adyacentes (efecto borde), mayor es el flujo de organismos (Cadenasso et al., 2000), en otras palabras, las diferencias son mayores cuanto mayor es el contraste entre los contenidos vecinos (Matteucci, 2004) y

menor el flujo de variables físicas (Didham et al., 1999; Mesquita et al., 1999; Weathers et al., 2001; López, 2004).

En el estudio de la fragmentación y sus efectos, el análisis de la configuración del fragmento (ejemplo: relación área/ perímetro) determinan la magnitud de contraste entre los hábitat, ya que representan la continuidad física del paisaje (McGarigal, 2015; Matteucci, 2004), la cual muestra los cambios en los flujos y abundancias entre el interior del fragmento y su borde, creando un efecto borde.

El termino efecto borde fue usado por primera vez por Leopold en 1933, para explicar la riqueza particular en los bordes entre dos ecosistemas. Más tarde el concepto incluyó el impacto negativo de los bordes, por ejemplo la degradación de las condiciones del interior del hábitat después de la fragmentación del ecosistema forestal (Andrén, 1994; Sarlöv, 2010). Definiendo así al efecto borde como: la interacción de dos hábitat adyacentes (Murcia, 1995) que presentan un cambio en su configuración y composición a través del borde que los divide (Lidicker, 1999).

El concepto de efecto borde incluye un amplio rango de procesos que ocurren en los bordes, en particular se refiere a la influencia en los flujos de energía, nutrientes y especies a través del borde de transición entre los hábitat, resultando un cambio en la composición de especies, estructura y procesos ecológicos (Sarlöv, 2010; Murcia, 1995).

El estudio del efecto borde enfoca los efectos positivos y negativos que el proceso tiene sobre diversos aspectos ecológicos. Los negativos están asociados con el impacto que sufren las especies después de la fragmentación del hábitat forestal o con el aumento de la presión que ejercen los depredadores en ciertas especies en los bordes. Los efectos positivos incluyen el incremento en la riqueza de especies al desarrollarse los bordes. (Sarlöv, 2010). Los bordes de un bosque pueden ser percibidos y caracterizados de diferentes maneras, según su función y su uso: por ejemplo, un borde visual entre el bosque y las áreas abiertas, las barreras para el movimiento de especies, los amortiguadores en contra de los disturbios o los hábitat para la vida silvestre (Forman, 1995; Fry et al., 1997).

1.1.3 Consecuencias en la flora

De acuerdo con su impacto en la vegetación, existen tres tipos de efecto borde en los fragmentos: 1) efectos abióticos debidos a cambios en las condiciones ambientales, 2) efectos biológicos directos que afectan la abundancia y distribución de las especies, 3) efectos biológicos indirectos debido a cambios en las interacciones de las especies, como predación, hervivorismo, polinización y dispersión de semillas (Murcia, 1995). Estos tipos de efecto borde clasificados en abióticos y biológicos, al analizarlos se puede observar que están relacionados entre ellos, es decir al existir un cambio físico en el fragmento sus condiciones ambientales cambian y los componentes junto con los procesos se ven delimitados.

Por ejemplo muchos factores abióticos como es la radiación, interactúan con los procesos de las plantas (dispersión de semillas, competencia con especies invasoras y herbívora) que podrían llegar a ser determinantes para la regeneración (Catovsky et al., 2002; Tovar-Sanchez et al. 2004; Saunders et al., 1991; Aguilar et al., 2008; Pérez et al., 2013) debido a que los bordes al tornarse más secos, luminosos y con una mayor temperatura pueden inhibir la germinación de las semillas, así como reducir el crecimiento de las plántulas y brinzales de aquellas especies que son sensibles a estas condiciones ambientales (Bustamante et al., 2005).

El efecto borde sobre la vegetación se puede evaluar a través del análisis de: la orientación que determina la cantidad de exposición a la radiación, la fisonomía obtenida por lo homogéneo o heterogéneo de la cobertura de la vegetación (Dave et al. 2000; Murcia, 1995), la ubicación del individuo con relación al borde, el conocimiento a priori de las propiedades fisiológicas de la especie (Lovejoy et al. 1984), las propiedades de respuesta del hábitat, la dinámica natural (sucesiones y dosel) y las estrategias de establecimiento de especies (Rodrigues, 1998). Por lo que la desproporción en el establecimiento, ocurrencia y abundancia de la vegetación entre el borde y el interior de los fragmentos, puede ser explicada por el umbral de tolerancia de la vegetación a la

deseccación y el viento, así como su ubicación conforme al borde. (Young et al. ,1995; Camargo et al.,1995)

1.1.4 La fragmentación y su efecto borde

A partir del análisis de la transformación espacial ocasionada por los diferentes procesos, ya mencionados algunos anteriormente, Forman (1995) y Armentares (2005) destacan a la fragmentación como uno de los más importantes. El proceso de fragmentación es la transformación de un hábitat continuo a un hábitat distribuido en fragmentos, que varían en su configuración, es decir en la espacialidad del sitio como son: tamaño, número, forma, conectividad y aislamiento, entre otras propiedades que inciden sobre numerosos procesos ecológicos del paisaje.

La fragmentación puede ser natural o inducida por el humano, con impactos negativos o positivos en la biodiversidad, dependiendo de las circunstancias impuestas por las especies (Sarlöv, 2010; Fahrig, 2003). Sin embargo, en la mayoría de los estudios previos se le considera como un impacto negativo, principalmente relacionado con la extinción de algunas especies o con la exposición de los organismo a condiciones diferentes; efecto borde (Murcia, 1995).

La fragmentación del paisaje generalmente ha sido provocada por las actividades humanas (Mas et al., 2000). Estas actividades alteran la integridad de la estructura del paisaje de manera positiva a corto plazo y de manera negativa a largo plazo, impidiendo o ayudando a los flujos y procesos ecológicos (Plotnick et al. 1993; With 2002), ocasionando pérdida del hábitat y de especies asociadas (Ehrlich et al., 2004).

Rudas (2007) menciona que la expansión de la población a áreas no habitadas sin importar su uso del suelo, no es un proceso al azar, sino que se seleccionan las áreas más accesibles, de topografía poco accidentada y con alta productividad. Por ejemplo, se considera que un área de bosque natural será menos propensa a ser degradada por efecto de las diversas presiones antrópicas a medida que tenga una mayor dificultad de acceso y una menor propensión para ser empleada en un uso alterno. Esta situación es común en los bosques ubicados en laderas de fuerte pendiente, los cuales son menos

propensos a ser degradados que los que se encuentran en terrenos con pendientes menores.

La pendiente como las actividades antrópicas, están relacionadas con la fragmentación, y se puede decir que la dinámica del humano es proporcional a la magnitud de la pendiente, por lo que el cambio de uso del suelo, dependerá de las propiedades del sitio.

1.2 Objetivos

1.2.1 General

Evaluar la influencia del efecto borde en la función, composición y estructura de la vegetación de un bosque de encino fragmentado.

1.2.2 Particulares

- a) Caracterizar y evaluar la configuración espacial de los fragmentos del bosque de encino.
- b) Conocer la amplitud, composición y estructura de la vegetación en las áreas de borde e interior.
- c) Evaluar la influencia de las áreas borde e interior en fragmentos de distinto carácter espacial.
- d) Evaluar el efecto borde en la ocurrencia de brinzales de *Quercus spp.* antes y después del punto de quiebre de la distancia al borde.

1.3 Hipótesis

- a) El efecto borde tendrá consecuencias negativas en la distribución, abundancia y ocurrencia de los encinos, debido a los cambios en la estructura- composición y a las irregularidades espaciales ocasionados por la fragmentación.
- b) El efecto borde inhibirá la ocurrencia de los individuos de regeneración a partir de una competencia entre estratos del bosque.

c) El nivel de regeneración de encinos decrecerá no linealmente con la distancia al borde.

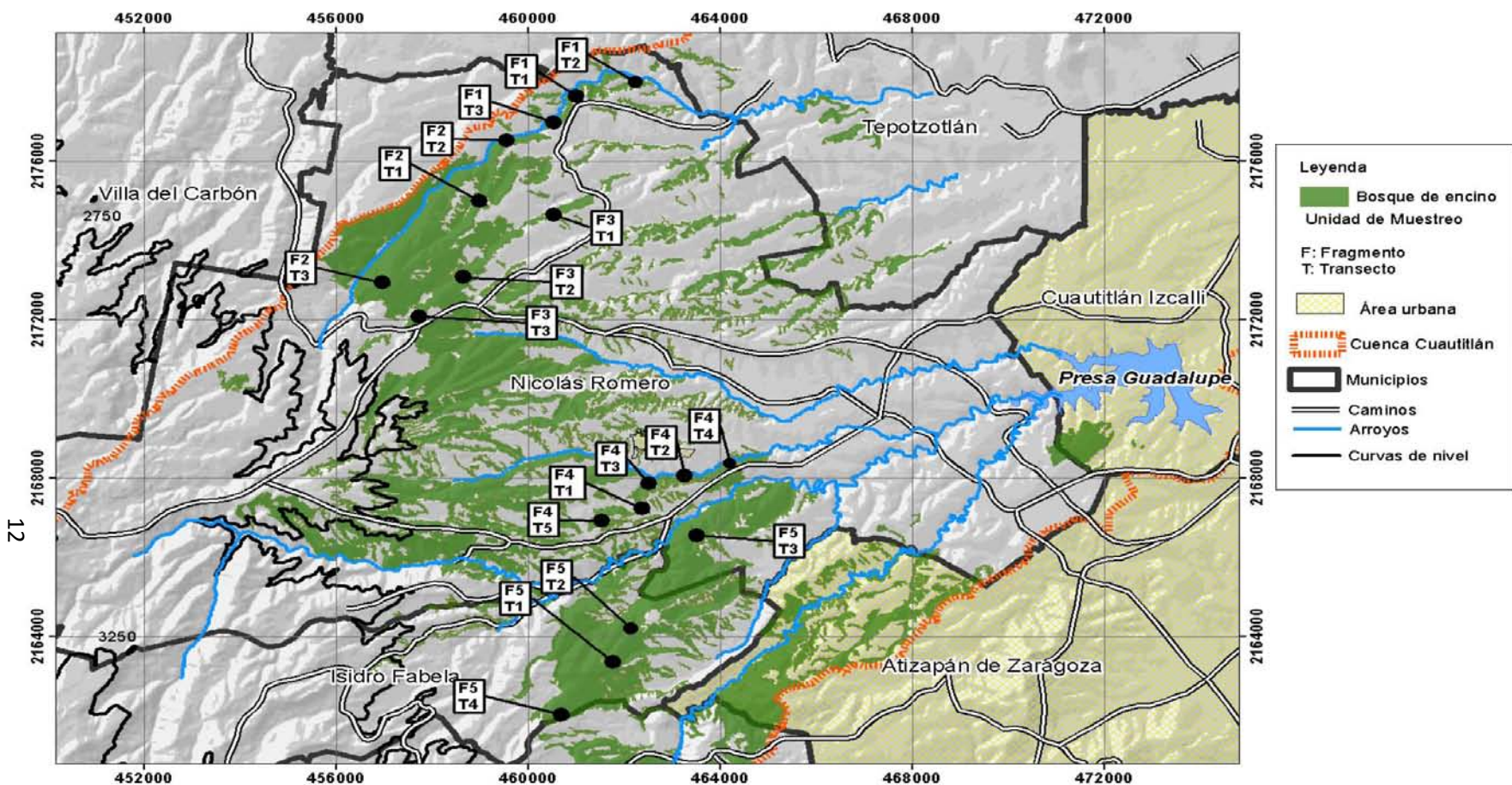
1.4 Descripción general del área de estudio y planteamiento del problema.

El bosque templado de encino del área de estudio, se distribuye en la parte baja y media de la Cuenca del Río Cuautitlán, vertiente NE de la Sierra de Monte Alto, Estado de México (Fig. 2). Esta sierra conforma el extremo norte de la alineación montañosa conocida como Sierra de las Cruces, que separa a las cuencas de México y Toluca. De acuerdo con Mooser (1975) los grandes macizos volcánicos de Monte Alto tuvieron origen a fines del Mioceno y Plioceno, dentro de lo que corresponde a la quinta de siete fases volcánicas formadoras de la cuenca de México. Por otra parte, el área de estudio se ubica próxima al Área Urbana de la Ciudad de México (AUCM) concretamente entre 4 a 5 km del municipio de Atizapan de Zaragoza, perteneciente al AUCM (INEGI, 2000).

La base de la Sierra de Monte Alto corresponde a un piedemonte volcánico, caracterizado por lomeríos de pendiente moderada. Algunos de estos lomeríos están formados de roca compacta, pero en la mayor parte de los casos se trata de materiales tobáceos relativamente poco consolidados, que se erosionan con facilidad. En consecuencia, la zona está surcada por un gran número de barrancas y cañadas de diferentes profundidades y anchuras (Rzedowski, 2010) en donde se encuentran algunos remanentes del bosque de encino debido a su pendiente, que provoca una difícil accesibilidad.

El clima en el área de estudio es Templado subhúmedo con un régimen de lluvia de verano, y poca variación térmica. (18°C a 12°C) (García-Sánchez, 2015; Rojas, 2005), lo que favorece la existencia de dos comunidades características del bosque templado: pinares y encinares (Rzedowski, 2006). Los encinos se distribuyen como dominantes o codominantes entre 1200 y 2800 msnm, y rara vez hasta los 3100 msnm. El estudio consideró los fragmentos del bosque de encino que se distribuyen entre 2350 y 2900 msnm (Fig. 2), de tal manera que se omiten los bosques, tanto de la zona de cumbres como de la base de la sierra.

El bosque de encino de la zona tiene un alto valor histórico al estar registrado desde la segunda mitad del mesozoico, cuando los antiguos pobladores de las regiones de Monte Alto, Sierra de las Cruces y Texmelucan, le denominaban al encino “mitza” y al fruto, la bellota “ndeza”. (María, 1941). Estos encinares desde aquel tiempo han sido la comunidad con más impacto de la dinámica de la población, siendo aprovechados desde un enfoque más local, que industrial. La falta de este último aprovechamiento es debido a su difícil acceso, la ignorancia de las técnicas de secado y las características de la madera, por lo que su uso es más local, empleándose para combustible y obtención de carbón, fuente que en el siglo XX debido a su gran demanda tuvo como consecuencia una explotación desmedida, que provocó la fragmentación de bosques enteros. (Sánchez et al., 2003).



Proyección.....UTM
 Zona.....14N
 Meridiano central: -99°
 Meridiano base: Greenwich
 Datum: WGS84
 Equidistancia entre curvas: 500 m
 Fuentes: INEGI, García-Sánchez (2015)
 Elaboró Yilotl Cázares



Fig. 2. Área de estudio. Se observan los fragmentos de bosque de encino en la vertiente NE de la sierra de Monte Alto, W del AUCM.

Entre las principales actividades socio-económicas que han causado la perturbación del bosque de encino se encuentran la agricultura, que en su mayoría es de temporal (maíz, frijol, cebada, durazno y aguacate), y la ganadería. Ambas actividades influyeron en la transformación de los encinares, principalmente al ocasionar incendios inducidos que modifican la composición y la estructura de las comunidades, convirtiendo el bosque en matorrales o zacatales secundarios (Rzedowski, 2006).

Por otra parte, el bosque de encino del área de estudio se encuentra ubicado dentro de la cuenca del Río Cuautitlán (484.6 km²), la cual forma parte de la cuarta región hidrológica más importante del país en cuanto al volumen de escurrimientos, y que además provee de valiosos servicios de abastecimiento, de desagüe con el Tajo de Nochistongo, y de riego. La cuenca se origina a una altitud de 2924 msnm, con un área de captación de 298,3 km² (López, 2012), y continúa en la vertiente oriental de la Sierra de Monte Alto a la altura del paralelo 19° 36' N, abarcando los municipios del Estado de México: Villa del Carbón, Nicolás Romero, Cuautitlán y Tepotzotlán (García, 2011)

Desde una perspectiva ambiental y ecológica, el bosque de encino es una comunidad importante, porque provee bienes y servicios al producir oxígeno, contribuir al almacenamiento de CO₂ (Rubio, 2011), ser un filtrador de ruido, fungir como barrera contra viento, reducir la erosión del suelo, filtrar el agua, regular la temperatura atmosférica, además de ser hábitat de flora y fauna, incluyendo al ser humano.

Por estos motivos es relevante mencionar la dinámica de la población humana y los cambios de uso del suelo como factor de urbanización, el cual afecta la conservación del bosque. Estos cambios de uso del suelo se concentraron en dos hechos: el primero fue a través del proceso de conurbanización de los municipios adyacentes a la Ciudad de México y su Zona Metropolitana, y el segundo fue por la desconcentración de las actividades económicas a las ciudades aledañas a la Ciudad de México (Gabino et al., 1994) favoreciendo la conversión de la estructura rurales en urbanas, tal y como lo define De la Garza (1985), por un incesante desarrollo de la división del trabajo, que transfiere la fuerza laboral primaria hacia actividades secundarias y terciarias, provocando un cambio de uso del suelo y una dinámica constante. Durante las últimas décadas el

Estado de México ha experimentado un significativo desarrollo económico, que implicó la aceleración de la urbanización, con graves consecuencias sobre el estado general de sus bosques.

La expansión de las actividades comerciales y de servicios del estado presenta características netamente urbanas y ante el incremento de la población total, surgen y se multiplican las localidades que se incorporan a la urbanización, al mismo tiempo que aumenta el tamaño de las ciudades. En el decenio de los sesentas la población creció 2.04 veces, evidenciando la acelerada demografía estatal en relación con la expansión industrial de los municipios conurbados. Sin embargo la actividad agrícola era la de mayor fuerza de trabajo, con un 61.4% de personas laborando y 38.6% de personal era urbano, pero ya se presentaba la tendencia hacia una inversión de las proporciones (Jarquín et al., 1995).

En 1980 la población ascendió hasta convertirse en la década de los noventas en la entidad con el mayor número de habitantes. Cabe decir que a partir de 1950 el Estado de México se convirtió en uno de los estados con volúmenes muy altos de inmigrantes en el país (Gabino et al., 1994). En la actualidad el Estado de México continúa siendo la entidad federativa de mayor población en México con un total de 15, 175, 862 habitantes. (INEGI, 2010). Incrementando a su vez los permisos para alterar ecosistemas autóctonos, cambiando así un total de 11 hectáreas de vegetación, de las cuales todas pertenecían a los bosques (INEGI, 2013). Estos bosques que se encuentran ubicados dentro de los municipios: San Felipe del Progreso, Tepetzotlán e Isidro Fabela, ofrecen bienes y servicios de agua potable, sin embargo, en este último municipio recientemente se ha dejado de aportar agua potable por una limitante en su elegibilidad, (Probosque, 2014).

1.5 Planteamiento del problema

Los bosques, principalmente los ubicados en los valles intermontanos del centro del país, como es el bosque de encino de la Sierra de Monte Alto, han sido los ecosistemas más afectados a lo largo de la historia por las actividades del ser humano. La abundancia, presencia y distribución de la vegetación depende directamente de esta dinámica de la población, que en el área de estudio consiste en la deforestación, primero por la expansión de campos de cultivo, luego por el cambio de uso del suelo a favor del

crecimiento de viviendas rurales, y al final por la expansión de las ciudades, afectando principalmente a las áreas con suelo fértil, condiciones climáticas y acceso favorables (Toledo et al., 1989, 1985).

El cambio de uso del suelo a partir de la urbanización genera un estrés sobre el bosque de manera directa e indirecta, al modificar su espacio y sus funciones, ya que, al brindar bienes y servicios como es el abastecimiento de agua, desagüe y depósito de basura modifican el flujo de materiales y energía (SEMARNAT, 2000). Además, la cercanía del AUCM tiene un impacto ambiental directo, el cual genera impactos culturales, e.g. en los hábitos de consumo y en la relación de las personas con su entorno natural (SEMARNAP, 2000).

Todos estos procesos y dinámicas que transforman el bosque se pueden traducir en grandes pérdidas de área forestal (Rzedowski, 1988). Por ejemplo, en la década de los 50' el bosque pudo haber formado un cinturón bioclimático continuo, sin embargo, en la actualidad se encuentra en el interior de barrancos con una superficie aproximadamente menor de 40% de su superficie original, lo que ocasiona la degradación de las condiciones del interior del hábitat al exponer a la vegetación a un ambiente diferente, que altera su composición, estructura, configuración y procesos ecológicos, que en su conjunto crean el estado del bosque.

1.6 Justificación

Los altos niveles de fragmentación que afectan el bosque templado de la Sierra de Monte Alto, hacen urgente el conocimiento preciso de sus consecuencias en el ecosistema. Esta situación es particularmente grave en el caso del bosque de encino, ya que es la comunidad más característica de la zona y al mismo tiempo la más afectada por la dinámica de la población. Por su cercanía al AUCM, se le puede considerar un bosque estratégico en procesos ecológicos, ambientales, sociales y económicos, además de tener un amplio valor escénico y paisajístico (García et al., 1998). Su deterioro permite suponer efectos deletéreos en su abundancia, distribución y estado a partir de la creación de ecotonos que dividen el hábitat (Goldblum et al., 1999).

El estudio del efecto borde, a partir de la modificación de la configuración, y la composición como estructura y procesos de la vegetación desde la perspectiva de Ecología del Paisaje, puede evaluar la magnitud del efecto borde sobre el bosque de encino, debido a que la metodología de muestreo y la estadística desarrollada en el estudio permiten delimitar de una manera más exacta el límite entre las áreas de borde e interior. Al usar variables (estructura, composición y ocurrencia) no comunes en el estudio del efecto borde y procesos que se comportan de manera estocástica (regeneración), que pueden ser determinados por acciones predecibles (dispersión), como por elementos aleatorios, (dinámica de la población).

La evaluación en conjunto de los procesos, estructura como composición de la vegetación y la espacialidad (configuración) de los fragmentos, crean un diagnóstico que puede ser de gran interés para futuras acciones de restauración y/o conservación de un paisaje con alto valor: histórico, ecológico y paisajístico.

1.7 Metodología general

Se seleccionaron cinco fragmentos al azar mediante teledetección, cartografía de uso del suelo de García- Sánchez (2009; 2015) y reconocimiento de campo. Todos los fragmentos seleccionados, fueron vertientes de barranco. La metodología para evaluar la configuración de los fragmentos consistió en las métricas del paisaje: perímetro/área, forma, tamaño, conectividad entre bordes y entre centros. El muestreo en campo que se realizó durante el 2013 y 2014, recolecto las variables de estructura y composición de los estratos arbóreo y arbustivo, a través de transectos utilizando líneas de Canfield que toman en cuenta únicamente a las plantas que la cruzan o tocan. Para el estrato herbáceo se utilizaron cuadrantes a lo largo del transecto.

En el muestreo de la regeneración se utilizaron los datos de la estructura de los encinos y las variables de composición arbórea- arbustiva y la ocurrencia de herbáceas. Los softwares utilizados fueron Patch Analysis y ArcMap para la configuración y el diseño de cartografía; R Core Team para el análisis estadístico clásico y bayesiano

Referencias

- Aguilar R, Quesada M, Ashworth L, Herrerías-Diego Y, Lobo J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology*, 17: 5177-5188.
- Ahern, J. 1995. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning*, 33: 131–155.
- Andrén, H. 1994. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos*, 71: 355–366.
- Arizaga, S., Martínez, J., Salcedo, M., Bello, M. 2009. Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). México.
- Armenteras, D. 2005. Análisis preliminar de patrones del paisaje en paisajes rurales granaderos. En programa de Biología de la conservación, Unidad de Sistemas de Información Geográfica UNISIG. Bogotá. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Berotchachvilli, N., Bertrand, G. 1978. Le géosystème ou "Système territorial naturel. En: *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49 (2): 167-180, Toulouse, Francia.
- Bocco, G., Mendoza, M y Masera, O. 2000. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación" en *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 44: 18-38.
- Bustamante, R.O., Simonetti, J.A, Grez, A.A., San Martín, J. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. In: Smith C, Armesto JJ, Valdovinos C (eds) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa*. Editorial Universitaria. Santiago: 529–553.
- Camargo, J.L.C. & Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205-221.
- Carsjens, G. J., & van Lier, H. N. 2002. Fragmentation and land-use planning—an introduction. *Landscape and Urban Planning*, 58(2), 79-82.
- Catovsky S, Bazzaz FA. 2002. Nitrogen availability influences regeneration of temperate tree species in the understory seedling bank. *Ecological Applications* 12: 1056-1070.
- Chapela, F. 2012. Estado de los bosques de México. Consejo civil mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. México.
- Dave, K., Ladley, J., Robertson, A., Norton, D. 2000. Limited forest fragmentation improves reproduction in the declining New Zealand mistletoe *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). Genetics demography and visibility of fragmented populations. Eds. A.G. Young y G. Claire. Cambridge University Press. 241- 252.
- De Bólos, M. 1992. Manual de Ciencia del Paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones. Colección Geografía. Masson. Barcelona, España.
- De la Garza, G. 1985. El proceso de industrialización en la ciudad de México, 1821-1970. El Colegio de México. México: 27-42.
- Dramstad, W, Olson, J. Forman, R. 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning* (Washington, Harvard University Graduate School of Design, Island Press, American Society of Landscape Architects)
- Ehrlich, P., Ehrlich, A. 2004. *One with Nineveh: Politics, consumption, and the human future*. Washington, DC: Island Press.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: 487–515.
- Farina, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. London: Chapman & Hall.
- Forman, R., Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, NY: Wiley.
- Forman, R.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Nueva York., Cambridge University Press.
- Fry, G., Sarlöv, I. 1997. The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape; a basis for design and management. *Landscape and Urban Planning*, 37: 45-55.

- Gabino, G., Baca, N. 1994. La industrialización y urbanización en el Estado de México. Papeles de población 2: 27-37.
- García, R. 1998. "Geoecología del paisaje vegetal en el occidente de la ciudad de México". En *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 18: 115-137.
- García-Sánchez, L. 2015. Aplicación de indicadores ambientales para valorar el potencial turístico del paisaje en la cuenca del río Cuautitlán, Estado de México. Tesis de maestría. Instituto de geografía, UNAM.
- Gardner, R. H. and M. G. Turner. 1991. Future Directions in Quantitative Landscape Ecology. pp 519- 525. In: Turner, M. G. and R. H. Gardner, eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity. Ecological Studies Series*, Springer-Verlag, New York.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art. *Ecosystems*, 1: 143-156, disponible en: link.springer-ny.com/link/service/journals/10021/ [Accesado el 8 de marzo de 2013]
- Goldblum, D. y Beatty, S. W. 1999. Influence of an old field/forest edge on a northeastern United States deciduous forest understory community. *Journal of the Torrey Botanical Society* 126: 335-343.
- INEGI. 2010. Censo de Población y Vivienda.
- INEGI. 2013. Conociendo el estado de México.
- INEGI. 2000. Estadísticas del Medio Ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana.
- Jarquín, Ma., Herrejón, Peredo. 1995. Breve historia del Estado de México. En *Serie Breves Historias de los Estados de la República Mexicana*. 2004. Edición digital. El Colegio de México. Fideicomiso Historia de las Américas. Fondo de Cultura Económica. México. Disponible: <http://bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/estados/libros/edomex/html/estadodemex.html>. [Accesado marzo 2014]
- Kostrowicki, A. S. 1976. A system-based approach to research concerning the geographical environment. *Geographia Polonica*, 33: 27–37.
- Laurance W.F., Didham R.K. y Power M.E. 2001. Ecological boundaries: a search for synthesis. *Trends in Ecology and Evolution*. 16:70-71.
- Lidicker, W. Z. J. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, 14: 333-343.
- Lindenmayer D.B. y Fischer J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: an Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press, Washington, D.C
- López, B. 2004. Estructura y función en bordes de bosques" en *Ecosistemas* [En línea] 13(1):67-77. Enero. Asociación española de Ecología terrestre Institute of Atmosphere and Environmental Science, University of Edinburgh, Darwin Building, disponible en: revistaecosistemas.net/index.php/.../549. [Accesado el 8 de marzo de 2013]
- Lovejoy, T.E., Bjerregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S. Jr, Powell, A.H., Powell, G.V.N., Shubart, H.O.R., & Hays, M.B. 1984. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments, in: Soule, M. (Ed.) *Conservation Biology; the science of scarcity and diversity*: 251–285.
- María, P. 1941. Los Encinos en el circuito montañosos del Valle de México. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. Depto. Biología. UNAM.
- Mas, J., Correa, S. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes" Campeche México. *Investigaciones Geográficas del Instituto de Geografía, UNAM*, 43: 42-59.
- Matteucci, S.D. 1998. La cuantificación de la estructura del paisaje. En S.D. Matteucci y G.D. Buzai (Eds.) *Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial*. EUDEBA: 271-291.
- Matteucci, S.D. 2004. Los índices de configuración del mosaico como herramientas para el estudio de las relaciones patrón-proceso. *Publicación especial de fronteras*. ISSN 1667-3999.

- Meentemeyer, V., Box, E. 1987. Scale effects in landscape studies. In Landscape heterogeneity and disturbance. Edited by M.G. Turner. Springer-Verlag, New York: 15-34.
- Mooser, F. 1975. Historia geológica de la cuenca de México, in Memoria de las obras del sistema de drenaje profundo del Distrito Federal: México, Departamento del Distrito Federal, 1: 7-38
- Morláns, M.C. 2005. Introducción a la Ecología del Paisaje. S.F. del V. de Catamarca.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. En Elsevier Science. TREE, 2 (10).
- McGarigal, K., S.A. Cushman, M.C. Neel, and E. Ene. 2015. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, Disponible en: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html#tutorials
- Pérez López, P., López Barrera, F., García Oliva, F., Cuevas Reyes, P., González Rodríguez, A. 2013. Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. Biológicas. Publicación Especial, 1: 18-24.
- Plotnick, R., Gardner, R., O'Neill, R. 1993. Lacunarity indices as measures of landscape texture. Landscape Ecology, 8: 201–212.
- Rodrigues, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. Harvard University Cambridge, Massachusetts.
- Rojas, M. 2005. Plan Regional de Desarrollo del Desarrollo Urbano del Valle Cuautitlán- Texcoco. Estado de México. 1999-2005. Gobierno del Estado de México. México: 34-35.
- Rowley, L., Edwards, R., Kelly, P. 1993. Edges- their effect on vegetation and wildlife. Land for wildlife notes. State of Victoria Department of Natural Resources and Environment.
- Rubio, L., Romero, S y Rojas, C. 2011. Estructura y composición florística de dos comunidades con presencia de Quercus (Fagaceae) en el Estado de México”. En Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente [En línea] 17(1):77-90. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=62917370008>. [Accesado el 31 de marzo de 2013]
- Rudas, G., Armenteras, D., Rodríguez, N., Morales, M., Delgado, C., Sarmiento, A. 2007. Biodiversidad y Actividad humana: relaciones en ecosistemas de Bosque Subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia: 128.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. En CONABIO [En línea]. 1ra. Edición digital, México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/institucion/centrodoc/doctos/librosdigitales/VegetaciondeMexico/Portadaypaglegales.pdf>. [Accesado el 31 de marzo de 2013]
- Rzedowski, J. 1988. Vegetación de México. Limusa; México, D.F
- Sánchez, J., Bocco, J., Velázquez. A. 2003. Análisis de cobertura y uso del terreno en el contexto de su dinámica espacio-temporal”, en Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco (comps.), Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales, Instituto Nacional de Ecología, México: 36-42.
- Santiago, A., Jardel, E., Cueva, R., Francisco, H. 2009. Vegetación de bordes en un Bosque Mesófilo de Montaña del Occidente de México. En Bol. Soc. Bot. 85. México: 31-49.
- Sarlöv, H.I. 2010. Approaches to Forest Edges as Dynamic Structures and Functional Concepts, Landscape Research, 26:1, 27-43.
- Saunders, D., Hobbs, J., Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation; a review. Conservation Biology. 5(1): 18-35
- Semarnap, Subsecretaria. 2000. La Gestión Ambiental en México, México
- Semarnat. 2000. Indicadores para la evaluación del Desempeño Ambiental, México.
- Solon, J. 2005. Incorporating geographical (biophysical) principles in studies of landscape systems en Wiens & Moss. (comp.), Issues and Perspectives in Landscape Ecology. Cambridge studies in Landscape Ecology.

- Tesser, O.C. 2000. Reflexiones sobre los significados del paisaje para la Geografía. *Revista de Geografía Norte Grande*, 27: 19-26.
- Toledo, V., Carabias, J., Toledo, C. 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Siglo XXI. México.
- Toledo, V., Carabias, J., Gonzales, C. 1989. *La población rural en México alternativas ecológicas*. Colección Medio Ambiente. Fundación Universo Veintuno, México, 6.
- Tovar-Sánchez E., Cano, S. Z., Oyama, K. 2004. Canopy arthropod communities on Mexican oaks at sites with different disturbance regimes. *Biological Conservation* 115: 79-87.
- Troll, C. 2003. *Ecología del paisaje*. Secretaría de Medio Ambiente y Recurso Naturales. *Gaceta Ecológica*, 68: 71-84. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906808>
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20: 171–197.
- Vila, J., Varga, D., Llausás, A., Ribas, A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía” En *Doc. Anal. Geogra. Universitat de Girona*, 48: 151-166.
- Wiens, J. A. 1985. Vertebrate responses to environmental patchiness in arid and semiarid ecosystems. In *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, eds. S. T. A. Pickett and P. S. White. New York: Academic Press: 169–193
- Wiens, J., Crawford, C., Gosz, J. 1985. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems, *Oikos*, 45: 421–427.
- Wiens, J., Moss, M. 2005. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge studies in Landscape Ecology.
- Williams, G. 1991. Los bordes de selvas y bosques. *Ciencia y desarrollo*, 17(97): 65-71., Disponible en: "World resources institute (WRI) " Mecanismos de deterioro de la biodiversidad
- With, K. 2002. Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. In *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, ed. K. J. Gutzwiller. New York, NY: 105–130
- Young, T.P., Patridge, N. & Macrae, A. 1995. Long-term glades in Acacia bushland and their edge effects in Laikipia, Kenya *Ecological Applications* 5(1):97-108.

Capítulo II La fragmentación y su efecto borde en la composición y estructura del bosque de encino

2.1 Marco Teórico

2.1.1 Métricas del paisaje: definición, importancia y tipos (métricas de composición y de configuración).

Estudiar al paisaje desde el modelo de patrón espacial en mosaico, nos permite determinar la heterogeneidad espacial de un área compuesta por fragmentos pertenecientes a un tipo de cobertura, población, comunidad o ecosistema (Turner et al., 2001) a partir de los procesos que la afectan. La determinación de la estructura del paisaje se realiza a través de un conjunto de valores numéricos, llamados índices del paisaje o métricas del paisaje.

El uso común del término métricas del paisaje, se refiere a los índices desarrollados para elaborar mapas categóricos de patrones. Dichos índices cuantifican características espaciales y no espaciales específicas de los fragmentos, clases de fragmentos o de un mosaico del paisaje completo (McGarigal, 2015). Estos métodos cuantitativos proporcionan información numérica sobre la situación de la estructura paisajística, como son: las características morfológicas del paisaje, las condiciones y los procesos ecológicos (Matteucci, 2009), que permiten comparar y proyectar la forma, el tamaño y la continuidad del mismo sitio en diferentes tiempos.

Existen dos tipos de métricas: configuración y composición de los elementos que forman el paisaje. La composición según McGarigal (2002) y Armenteras (2005) es la característica no espacial más fácil de cuantificar a nivel del paisaje, refiriéndose a la variedad y abundancia de los tipos de fragmentos que forman el paisaje. Para obtener la composición se deben integrar todos los tipos de fragmentos, es decir todas las clases (rural, urbano, bosque, pastizal, entre otras) existentes. La composición se puede calcular por: proporción, riqueza, equidad y diversidad de clases de fragmentos. Sin embargo, su cálculo es el más variante debido a que los índices se pueden obtener por distintos métodos, dificultando la interpretación y la generalización de los resultados. Por eso se recomienda que el investigador escoja el método que mejor represente su interés de estudio.

De acuerdo con McGarigal et al. (2002; 2015), las principales medidas de composición son: proporción o abundancia de cada clase; riqueza o cantidad de clases; uniformidad o abundancia relativa o equidad; y “diversidad” o riqueza y uniformidad de las clases.

2.1.2 Métricas de configuración espacial

La configuración o estructura del paisaje se refiere a la orientación o posición y arreglo espacial de los fragmentos. Su análisis se obtiene a partir de diversos índices relativos al tamaño, densidad, forma, área núcleo, aislamiento, contraste y conectividad entre los fragmentos. Su interpretación es fundamental para determinar los procesos que afectan a los elementos del mosaico, al reducir la complejidad del paisaje en valores numéricos.

A continuación se describen las métricas relevantes para los propósitos de este trabajo, (McGarigal et al. 2002; 2015).

Tamaño.- Es la medida más simple de la configuración, puede calcularse por el análisis del área del fragmento y del borde o perímetro (a partir de la media, mediana, máximo, varianza etc.). En el caso de las características del borde -como es el borde total (TE) y la densidad del borde (ED)-, se debe considerar la heterogeneidad del tamaño de los fragmentos porque al ser similares, ambos análisis serían redundantes.

Forma.- Este índice se mide a partir de la complejidad geométrica del fragmento. El atributo suele ser difícil de obtener debido a las diferentes formas que presentan los fragmentos y su valor depende del índice a ocupar, como puede ser el de perímetro hacia el área del radio (MPAR) o la dimensión fractal (MPFD).

Conectividad: Es la distancia de un fragmento a su vecino más cercano de la misma clase, medido de borde a borde o de centro a centro. Este índice señala el nivel de aislamiento entre fragmentos y busca dar respuesta al grado de conexión funcional entre los fragmentos. Su evaluación depende del proceso ecológico a analizar y del criterio del investigador.

2.1.3 La vegetación como indicador en el efecto borde

Al elegir la vegetación como un indicador se integra la totalidad del ambiente físico en un componente visible (Monedero, 1996; Anzola, 2001). Este indicador se puede clasificar en: condicional, cuando la vegetación define la situación general del ambiente y la

dirección de los procesos; y posicional, cuando la vegetación caracteriza el estado del componente seleccionado (Zonneveld, 1982 citado en Solon, 2005).

Es por eso que el análisis del efecto borde a través de un *phytoindicador* se considera como de gran interés para el presente estudio. Los indicadores de la vegetación son altamente indicativos de la dirección del efecto borde en la vegetación del bosque templado, además del que al analizar la abundancia y ocurrencia de especies específicas, como en este caso de hace con algunas especies del género *Quercus*, se obtiene un diagnóstico del elemento dominante del bosque.

En general, el estudio del efecto borde en bosques, se ha enfocado más en la descripción de su composición a partir del borde hacia el centro de los fragmentos de manera lineal y relacionando los patrones de vegetación con variables microclimáticas (luz, temperatura y humedad del suelo), sin embargo, son escasos los trabajos que abordan los impactos en la estructura y la no linealidad del efecto borde.

López (2004), en su recopilación de información del efecto borde, menciona que los alrededores de los bordes forestales son discontinuos en clima, suelo, roca, humedad o en el uso del suelo. Para Laurance *et al* (1997) la colonización de nuevas especies cercanas al borde o en el borde también incrementa la heterogeneidad ambiental, y por lo general tiene un impacto negativo en la comunidad, al afectar la permeabilidad y los niveles de predación y parasitismo.

En cuanto a los tipos de ecosistema más abordados en la literatura del efecto borde, la mayoría de los trabajos se refieren a los bosques tropicales y mésofilos de montaña. La evidencia acumulada de estas investigaciones muestra la complejidad del efecto borde, por lo que los futuros análisis deben comparar este efecto a varias escalas espaciales como en sus distintos tipos: abruptos y suaves. (López, 2004).

En México, los estudios de efecto borde en la vegetación están en su mayoría enfocados en la estructura, función y composición a nivel paisaje, en tanto que el manejo de diferentes configuraciones espaciales ha sido poco estudiado. Un tema recurrente son los procesos ecológicos como la regeneración y su relación con el gradiente ambiental, destacando entre ellos los estudios de Santiago *et al.* (2009) y López-Barrera *et al.* (2005; 2006). Dichos autores subrayan el contraste entre tipos de borde, los mecanismos de respuesta de cada especie ante el efecto borde, el cambio no lineal del gradiente

ambiental, la entrada de luz, que decrece hacia el interior de los fragmentos favoreciendo a la regeneración en áreas cercanas al borde, y la importancia de considerar la estructura de cada individuo dentro del fragmento.

2.1.4 Parámetros de la vegetación: composición y estructura del bosque de encino

Entre los parámetros de composición de la vegetación que han sido destacados por su importancia para determinar la diversidad, se encuentran:

- a) Abundancia: número de individuos por especie en relación con el número total de individuos; densidad de una especie.
- b) Riqueza específica: número de especies presentes (riqueza específica).
- c) Índice de Simpson: probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie.
- d) Índice de diversidad de Shannon: incertidumbre para predecir la especie a la que pertenece un individuo tomando en cuenta el azar y que todos los organismos están representados en la muestra. A mayor valor de H' mayor diversidad de especies.
- e) Índice de equidad de Shannon: abundancia relativa de las especies, con un valor máximo de 1, cuando todas las especies están representadas con la misma abundancia. La función de Shannon-Wiener, combina dos componentes de la diversidad: el número de especies y la igualdad (equitatividad).

En cuanto a la estructura de la vegetación los parámetros que la determinan son:

- f) Altura: medida vertical de la vegetación desde su base hasta un punto determinado.
- g) Área basal: volumen de especies arbóreas o arbustivas. En árboles se obtiene a partir del diámetro medido a la altura del pecho (DAP a una altura de 1.3 m). En arbustos u otras plantas que se ramifican desde la base, se toma a la altura del suelo.
- h) Cobertura lineal: longitud de una línea que es interceptada por los órganos aéreos de un individuo o un grupo de individuos (Li).

- i) Dominancia: razón existente entre dos categorías. En este caso se calcula a partir de la abundancia de los grupos.

Objetivos Particulares:

- a) Caracterizar y evaluar la configuración espacial de los fragmentos del bosque de encino.
- b) Conocer la amplitud, composición y estructura de la vegetación en las áreas de borde e interior
- c) Evaluar la influencia de las áreas borde e interior en fragmentos de distinto carácter espacial.

Planteamiento del problema

La dinámica y la cercanía del Área Urbana de la Ciudad de México, ha ejercido a lo largo de la historia presión sobre el bosque de encino de la Sierra de Monte Alto, creando fragmentos en zonas planas y en zonas de barrancos discontinuos que exponen a los organismos del bosque a ambientes diferentes que alteran: la configuración del paisaje, la estructura, composición y procesos.

Estas modificaciones del bosque determinan la biodiversidad y la espacialidad (i.e, tamaño) del paisaje, que en su conjunto indican la conservación del bosque, por lo que, el estudio del efecto borde muestra si existe un manejo sustentable hacia este bien paisajístico, ecológico, económico y cultural.

2.2 Metodología

2.2.1 Selección de fragmentos del bosque de encino

Se seleccionó el área de estudio a partir del mapa de cubiertas del suelo de la Cuenca del Río Cuautitlán 2013, imágenes de google earth 2013-2014 y el reconocimiento de campo. Delimitando una cota de 2300- 2900 msnm, rango en el cual, el género *Quercus* es dominante (Fig. 2). Se eligieron los cinco fragmentos de barranco por su accesibilidad, abundancia de encinos, longitud y anchura para obtener un tamaño adecuado basándonos en las recomendaciones de Murcia (1995) para evitar confundir el tamaño del fragmento con la exposición al borde.

2.2.2 Cuantificación espacial “configuración” del bosque de encino (métricas: tamaño, forma y conectividad)

La forma y el tamaño de los fragmentos se obtuvieron a través del Patch analyst, extensión del software ArcGIS®, el cual facilitó el análisis espacial de los fragmentos.

Índice de tamaño: Se obtuvo a partir del perímetro del fragmento, calculando el borde total (TE) en metros como la medida absoluta de la longitud; la densidad del borde (ED) en metros por hectárea, que estandariza la longitud por unidad de área de cada fragmento para compararlos entre sí.

$$\text{Formulas:} \quad TE = \sum_{k=1}^m e_{ik} \quad ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10,000)$$

En Donde:

TE: e_{ik} = longitud total (m) del borde; i =límites de los fragmentos en conjunto como clase.

ED: Área total (m); e_{ik} = longitud total (m) del borde; i =límites de los fragmentos en conjunto como clase.

Índice de forma: se obtuvo a través del MPAR y MPFD, para subsanar las limitaciones de la relación perímetro- área con el valor fractal del fragmento. Los valores de estos índices son: a mayor valor, más irregularidad y a menor valor, menos irregularidad y entre más cercano el valor fractal es a uno los perímetros son simples y cercanos a dos los perímetros son complejos.

Fórmulas para obtener MPAR y MPFD

$$MPFD = \frac{2 \ln(.25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

$$MPAR = \frac{p}{2\sqrt{\pi \cdot S}}$$

En Donde:

MPAR= P_{ij} = perímetro (m) del fragmento ij ; área (m^2) del fragmento ij .

MPAR= p =perímetro y S =superficie.

Índice de Conectividad: Se obtuvo la conexión entre los fragmentos del bosque, a partir de la distancias borde- borde y de centro-centro de un fragmento con respecto a su vecino más cercano. La distancia entre los centros se obtuvo a partir de la media de los transectos por fragmento para obtener el centro de cada uno, y así medir la distancia al vecino más cercano, como a los demás fragmentos.

Fórmula

$$ENN = h_{ij}$$

En donde h_{ij} = es la distancia (m) con base borde a borde, calculada desde los centros de las celdas.

Es importante resaltar que debido a la irregularidad del área de estudio la conexión entre fragmentos varió notablemente entre la realidad y su representación cartográfica. Por ese motivo el análisis de la conexión de centro-centro fue particularmente útil en este estudio.

2.2.3 Diseño del inventario de la vegetación en campo

El muestreo se realizó en tres salidas al campo: noviembre- diciembre 2013 (otoño), marzo 2014 (primavera) y agosto 2014 (verano). Para la selección de los fragmentos se consideraron bosques de cobertura cerrada ubicados siempre en laderas de barranco con exposición a umbría. En cada fragmento se realizaron tres transectos de ≤ 150 metros, siguiendo la metodología de Camacho et al. (2006) se consideró el relieve como factor divisor de la zona, ubicando el primer transecto en la parte más alta del gradiente altitudinal, el segundo en la parte media y el tercero en la parte más baja del fragmento (Fig.3).

Consecutivamente se definió el borde en base a Murcia (1995) y Gehlhausen et al. (2000) delimitándolo a través de una larga línea de troncos de árboles o por el punto de existencia de una frontera, como se puede observar en la (Fig. 3). La delimitación del borde en los barrancos se dividió en dos: externo e interno. El borde externo es el principal y el que divide el bosque con el cambio de uso del suelo, mientras que el borde

interno es el formado por la vegetación de galería que se encuentra en la parte inferior del barranco.

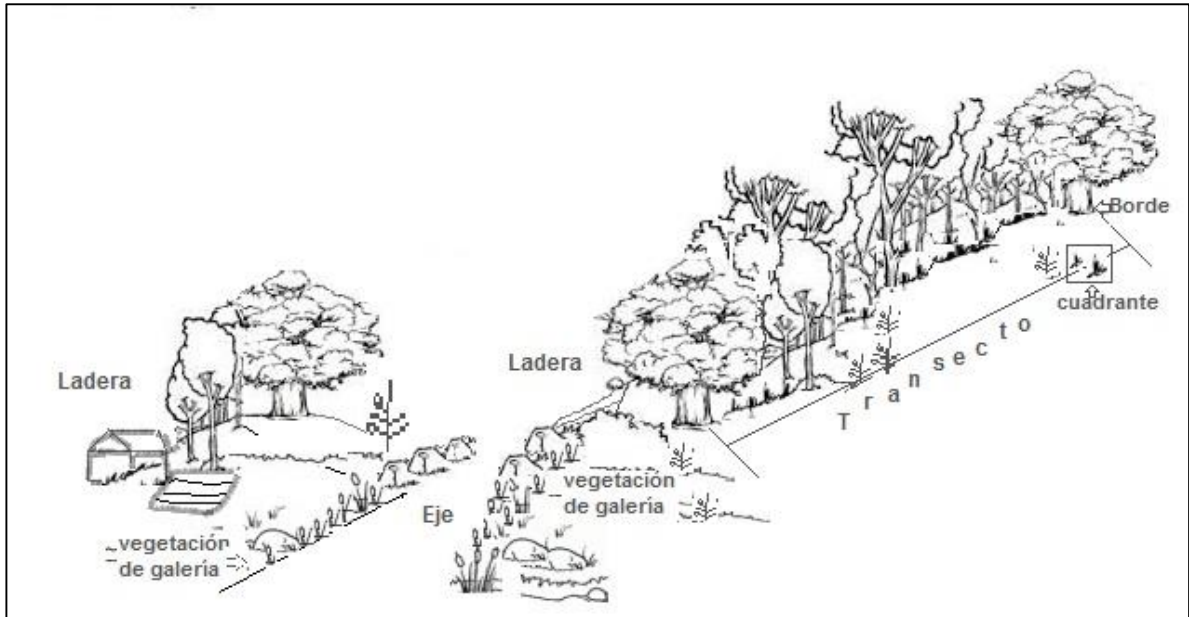


Figura 3. Representación del muestreo de vegetación en barrancos. Se muestra el cuadrante de vegetación, la delimitación del borde externo, inicio del transecto, y del borde interno, inicio de la vegetación de galería.

El muestreo de vegetación consideró tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. En los estratos arbóreo y arbustivo se consideró: altura, abundancia, distancia al borde (cobertura lineal) y DAP (área basal). En el caso de las herbáceas las variables se recogieron en un cuadrante de 1x1 m (Fig. 4). Entre cada cuadrante se estableció una distancia de 10 m, empezando desde el punto (4.5-5.5), (14.5-15.5), (24.5-25.5) y sucesivamente, para obtener un total de 15 cuadrantes a lo largo de los 150 m del transecto.

A



B



Figura 4. La imagen A, muestra el transecto para árboles y arbustos. La imagen B, muestra el cuadrante del estrato herbáceo delimitado por la cinta métrica.

2.2.4 Cuantificación de la composición y estructura del bosque

Los datos recopilados en campo se organizaron en tablas dinámicas para facilitar el análisis estadístico. A continuación en la Tabla 2 se muestran las fórmulas utilizadas para los cálculos de composición y estructura de la vegetación.

Tabla 2. Fórmulas de las medidas de la vegetación.

	Variable	Fórmula
Composición	Abundancia	$Pi = \frac{ni}{\sum_{i=1}^s ni}$
	riqueza específica	$D\alpha = \frac{S-1}{\log N}$
	índice de Simpson	$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^s Pi^2$
	Índice de Shannon	$H' = - \sum_{i=1}^s Pi \ln(Pi)$
	Índice de equidad	$J' = \frac{H'}{H'max}$
Estructura	Altura	$h = m(Tan)\alpha + P$
	Área basal	$Bi = Pi \left(\frac{DAP^2}{4} \right)$
	Cobertura lineal	$Ci = \frac{\sum Li}{L} \times 100$
	Dominancia	$Di = \frac{Ni}{N^2}$

Una vez obtenido los cálculos, se designaron siglas a cada una de las variables obtenidas por grupo fisonómico (Tabla 3), para poder hacer el análisis multivariado de la estadística clásica, que determina las variables más afectadas por el efecto borde y las áreas borde-núcleo. Además a partir del inventario de campo se pudo armar un herbario de las especies del área de estudio.

Tabla 3. Variables de la vegetación y sus siglas

Siglas	Variables
Ats	Abundancia todas las especies
AE	Abundancia de encinos
AOA	Abundancia de otros arboles
Aa	Abundancia arbusto
hE	Altura encinos
hOA	Altura otros arboles
ha	Altura arbustos
abE	Área basal encinos
abOA	Área basal otros árboles
aba	Área basal arbustos
cobE	Cobertura encinos
cobOA	Cobertura otros arboles
coba	Cobertura arbustos
DAPE	Diámetro al pecho encinos
DAPOA	Diámetro al pecho otros arboles
DAPa	Diámetro al pecho arbustos
Simpson	Dominancia
S_W ó	
H'	Diversidad
E	Equitatividad

2.2.5 Determinación en SIG de la amplitud de áreas borde e interior del bosque

Para identificar las áreas borde e interior se utilizó el software R, 2014, para analizar los parámetros de la composición y estructura de la vegetación obtenida de los 18 transectos. Esta información se dividió en bloques de diez metro, en un rango de 4 a 15 bloques por transecto y un total de 167 bloques (Tabla 4).

Tabla 4. Número de Fragmentos, transectos y bloques, para el análisis de la composición y estructura de la vegetación.

	Número de muestras										Totales								
	1	2		3			4				5	5							
Fragmentos	1	2		3			4				5	5							
Transectos	1	2	3	1	2	3	1	2	3	4	5	1	2	3	4	18			
Bloques	5	10	13	15	5	7	14	10	15	9	8	9	4	8	11	8	6	10	167

Los análisis que se realizaron fueron:

Componentes Principales (ACP), el cual considera como máximo a los tres componentes que estén correlacionados con los parámetros de la vegetación y la distancia al borde (bloques). La selección de los componentes está dada por el valor de la varianza y la elección de las variables por la correlación de las variables al bloque (matriz de correlación de los coeficientes factoriales)

Una vez obtenidos los componentes principales se realizó el Conglomerado Jerárquico y el Análisis de varianza para calcular la distancia entre los elementos de la muestra, organizados en el número de los casos, (bloques). El análisis permitió agrupar a todos los casos que son estadísticamente similares en distancia, y para comprobar su similitud se utilizó el análisis de varianza (ANOVA), que considera a los conglomerados como factor y a la vegetación como variable dependiente.

Finalmente con objeto de identificar las variables de la vegetación que mejor definen a cada una de las áreas de borde y núcleo, se hizo un análisis post-hoc con una prueba de Tukey, la cual realizó la comparación de medias, después de haber rechazado la hipótesis nula de igualdad de medias mediante la técnica ANOVA. Estas dos últimas pruebas tienen un fin descriptivo, al no ser asignados aleatoriamente a los conglomerados, sino que fueron escogidos para optimizar las diferencias entre los conglomerados y poder determinar el inicio del área de borde y el área núcleo a partir de la distancia de los conglomerados.

Al finalizar el análisis multivariado, se diseñó en Arcgis 10.2, la cartografía de las áreas núcleo y áreas borde del bosque de encino, a partir del arreglo de conglomerados.

2.3 Resultados

2.3.1 Determinación de las métricas de configuración en los fragmentos del bosque de encino

Se obtuvieron las métricas de forma, tamaño y conectividad de un área de 2025.649 ha de bosque de encino en barranco (Capítulo 3. Tabla 28).

Forma:

Tabla 5. Valores de irregularidad en la forma del fragmento

Métricas de forma		
Fragmento	MPAR	MPFD
1	233.9	1.43527
2	80.5	1.38257
3	128	1.38411
4	258.8	1.47006
5	115.1	1.44992

Los fragmentos 4 y 1 muestran las formas más complejas obtenidas con la relación perímetro- área y los fragmentos 5 y 4 (Tabla 5) son los de mayor valor fractal registrados, siendo este último fragmento el de mayor irregularidad en ambos métodos, por lo que representa el sitio de mayor influencia de la fragmentación y sus efectos. Por otra parte el fragmento 2 es el de menor irregularidad, es decir, el mejor conservado y menos fragmentado.

Tamaño:

Tabla 6. Valores del tamaño de los fragmentos a partir del borde.

Métricas del borde		
Fragmento	TE (m)	ED (m*ha)
1	13962.39601	2.127935
2	48925.525	7.456481
3	17928.03805	2.732318
4	25255.05939	3.84899
5	128981.3962	19.657373

En el tamaño del fragmento se determinaron dos índices (Tabla 6) el Total del borde (TE) y ED que fue calculado como medida de comprobación de TE. A partir de este análisis se obtuvo que el fragmento 5 es el de mayor longitud de borde, seguido del fragmento 2, y el de menor tamaño es el fragmento 1.

Conectividad:

Borde- borde

El fragmento o polígono 1 muestra al fragmento 2 como el más cercano, el fragmento 2 tiene al fragmento 3 como el más próximo y viceversa. Los fragmentos 4 y 5 muestran ser los más cercanos entre ellos. (Fig. 5)

Polígono 1		Polígono 2	
Fragmento	Distancia (m)	Fragmento	Distancia (m)
1	0	1	122.168
2	122.168	2	0
3	1694.5484	3	0
4	8858.2696	4	6256.403
5	9720.9403	5	7283.646

Polígono 3		Polígono 4	
Fragmento	Distancia(m)	Fragmento	Distancia (m)
1	1694.548	1	8858.2696
2	0	2	6256.403
3	0	3	5846.274
4	5846.274	4	0
5	6873.5	5	339.064

Polígono 5	
Fragmento	Distancia(m)
1	9720.9403
2	7283.6468
3	6873.5003
4	339.064908
5	0

Figura 5. Distancias de los fragmentos a partir del borde- borde.

Conectividad

Centro- centro

Tabla 7. Matriz de distancias de centro- centro entre los polígonos del bosque de encino.

Distancia (m)	Polígono 1	Polígono 2	Polígono 3	Polígono 4	Polígono 5
Polígono 1	0	4304.28	4667.748	9835.07	13027.615
Polígono 2	4304.28	0	1345.05	8084.814	10653.752
Polígono 3	4669.525	1345.05	0	6742.646	9376.2029
Polígono 4	9838.832	8084.814	6742.646	0	3384.465
Polígono 5	13032.593	10653.752	9376.202	3384.465	0

La conectividad por centros (Tabla 7) nos indica que los fragmentos 1-3 se encuentran relativamente cercanos entre sí, en tanto que los fragmentos 2 y 3 son los más conectados al tener una distancia de 134.5 metros entre ellos y que los fragmentos 4 y 5 se encuentran aislados de los tres primero polígonos.

2.3.2 Descripción de los parámetros de la composición y estructura del bosque

Composición:

Identificación Morfológica

En el inventario de la vegetación se muestrearon 1762 individuos repartidos en 28 familias (Tabla 8), 66 géneros, y 67 especies (Tabla 9). Del total de individuos: 940 fueron clasificados a nivel especie, 1311 a nivel género, 1338 a nivel familia y 344 individuos se clasificaron como morfoespecies.

En cuanto a los estratos de las 67 especies identificadas, 13 son árboles, incluyendo las 9 especies de encinos, siendo los árboles más abundantes: *Quercus castanea* Nee, *Quercus laeta* Liebm, *Arbutus xalapensis* H.B.K., y *Prunus serotina* var. *Capul*. (Tabla 10) y (Fig. 6) representantes de los encinares y característicos de cañadas (Rzedowski, 2006; 2010).

A nivel arbustivo las especies más abundantes fueron: *Eupatorium deltoideum* Jacq. y *Monnina ciliolata* DC., (Tabla 11) y (Fig. 7) en las herbáceas la especie más ocurrente fue *Plantago nivea* H.B.K. (Tabla 12) y (Fig. 8)

Nota: morfoespecie se refiere a los organismos sin identificar.

Tabla 8. Riqueza “n°” y frecuencia “Fr” de familias en el inventario general de la vegetación.

n°	Familia	Fr
1	Apiaceae/ Umbelliferae	1
2	Aquifoliaceae	2
3	Asteraceae	324
4	Cactaceae	5
5	Caryophyllaceae	5
6	Cistaceae	3
7	Commelinaceae	3
8	Cyperaceae	49
9	Ericaceae	17
10	Fabaceae	184
11	Fagaceae	338
12	Garryaceae	24
13	Geraniaceae	2
14	Gramineae	53
15	Lamiaceae o Labiatae	15
16	Oleaceae	1
17	Oxalidaceae	5
18	Pinaceae	6
19	Piperaceae	15
20	Plantaginacea	76
21	Poaceae	6
22	Polygalaceae	36
23	Pteridiaciae Christenhusz./ Adiantaceae Smith.	25
24	Rosaceae	114
25	Rubiaceae	24
26	Scrophulariaceae	13
27	Smillaceae	8
28	Solanaceae	34

Tabla 9. Riqueza “n°” y abundancia “Fr” de especies.

n°	Especie	Fr	c	Especie	Fr
1	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	10		<i>Minuartia moehringioides</i> (Moe. & Sesse ex Ser.) Mattf.	5
2	<i>Acourtia turbinata</i> (Lex.) Reveal & King	2	35	<i>Monnina ciliolata</i> DC.	36
3	<i>Aegopogon cenchroides</i> Humb. & Bonpl. Ex Wild.	8	36	<i>Muhlenbergia rigida</i> (H.B.K.) Kunth	5
4	<i>Alchemilla procumbens</i> Rose. Rydb	2	37	<i>Peperomia campyloptropa</i> Hill.	14
5	<i>Alloispermum scabrum</i> (Lag.) Rob.	1	38	<i>Peperomia hispidula</i> (Sw)A.Dietr	1
6	<i>Amelanchier denticulata</i> (H.B.K.) Koch	30	39	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltld.	6
7	<i>Arbutus xalapensis</i> H.B.K.	13	40	<i>Piptochaetium fimbriatum</i> (H.B.K.) Hitchc.	4
8	<i>Archibaccharis asperifolia</i> (Beth.) Blake	1	41	<i>Plantago nivea</i> H.B.K.	76
9	<i>Arracacia atropurpurea</i> (Lehm.) Benth. & Hook.	1	42	<i>Prunus serotina</i> var. <i>Capuli</i> Cav	64
10	<i>Aster moranensis</i> H.B.K.	1	43	<i>Quercus castanea</i> Nee	79
11	<i>Baccharis conferta</i> H.B.K.	6	44	<i>Quercus crassifolia</i> Humb. & Bonpl.	23
12	<i>Baccharis heterophylla</i> H.B.K.	13	45	<i>Quercus crassipes</i> H&B	20
13	<i>Bidens odorata</i> Cav.	8	46	<i>Quercus dysophylla</i> Benth.	18
14	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.)Schlecht	15	47	<i>Quercus laeta</i> Liebm	84
15	<i>Briza subaristata</i> Lam.	1	48	<i>Quercus laurina</i> H&B	7
16	<i>Bromus carinatus</i> Hook& Am.	9	49	<i>Quercus mexicana</i> Bonpl	1
17	<i>Buddleja cordata</i> Kuhnt	6	50	<i>Quercus Obtusata</i> H & B	42
18	<i>Conyza cf. confusa</i> Cronq.	3	51	<i>Quercus rugosa</i> Née	13
19	<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	2	52	<i>Roldana lobata</i> La Llave & Lex	2
20	<i>Crataegus mexicana</i> Moc. & Sesse ex DC.	9	53	<i>Salvia gesneriflora</i> Lindl.	3
21	<i>Crusea longiflora</i> (Wild. ex Roem & Schult)Anderson	5	54	<i>Salvia lavanduloides</i> Benth.	3
22	<i>Desmadium aparines</i> (Link)DC	3	55	<i>Salvia polustachia</i> Ort.	8
23	<i>Ericaceae Pyrola</i> L.	4	56	<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl.	1
24	<i>Eupatorium deltoideum</i> Jack	130	57	<i>Senecio angulifolius</i> DC.	10
25	<i>Eupatorium pycnocephalum</i> Less.	1	58	<i>Senecio johannis</i> DC.	13
26	<i>Eupatorium rhomboideum</i> H.B.K.	3	59	<i>Senecio sessilifolius</i> (Hook. & Arn.) Hernsl	5
27	<i>Galium Aschenborni</i> Schauer	2	60	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelden	5
28	<i>Garrya laurifolia</i> Benth	24	61	<i>Solanum cervantesii</i> Lag	34
29	<i>Geranium seemanii</i> Peyr	2	62	<i>Stevia ovata</i> Willd.	8
30	<i>Gnaphalium oxyphyllum</i> DC.	2	63	<i>Tagetes lucida</i> Cay.	14
31	<i>Gnaphalium semiamplexicaule</i> DC.	6	64	<i>Taraxacum</i> Weber	5
32	<i>Helianthemum glomeratum</i> Lag.	3	65	<i>Tradescantia crassifolia</i> Cav.	1
33	<i>Ilex Aquifolium</i> L.	2	66	<i>Uncaria tomentosa</i> DC.	1
34	<i>Lycurus phalaroides</i> H.B.K.	1	67		

Tabla 10. Abundancia de encinos y otros Árboles

Especies	Frecuencia
<i>Arbutus xalapensis</i> H.B.K.	13
<i>Crataegus mexicana</i> Moc. & Sesse ex DC.	9
<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schtdl.	6
<i>Prunus serotina</i> var. <i>Capuli</i>	64
<i>Quercus castanea</i> Née	79
<i>Quercus crassifolia</i> Humb. & Bonpl.	23
<i>Quercus crassipes</i> H&B	20
<i>Quercus dysophylla</i> Benth.	18
<i>Quercus laeta</i> Liebm	84
<i>Quercus laurina</i> H&B	7
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	1
<i>Quercus Obtusata</i> H & B	42
<i>Quercus rugosa</i> Née	13

Tabla 11. Abundancia de arbustos

Especies	Frecuencia
<i>Eupatorium deltoideum</i>	130
<i>Monnina ciliolata</i> DC.	36
<i>Solanum cervantesii</i> Lag	34
<i>Amelanchier denticulata</i> (H.B.K.) Koch	30
<i>Garrya laurifolia</i> Benth	24
<i>Baccharis heterophylla</i> H.B.K.	13
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.)Schlecht	13
<i>Senecio johannis</i> DC.	13
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	10
<i>Senecio angulifolius</i> DC.	10
<i>Salvia polustachia</i> Ort.	8
<i>Baccharis conferta</i> H.B.K.	6
<i>Buddleja cordata</i> Kuhnt	6
<i>Ilex Aquifolium</i> L.	2
<i>Roldana lobata</i> La Llave & Lex	2
<i>Salvia lavanduloides</i> Benth.	2
<i>Arracacia atropurpurea</i> (Lehm.) Benth. & Hook.	1
<i>Uncaria tomentosa</i> DC.	1

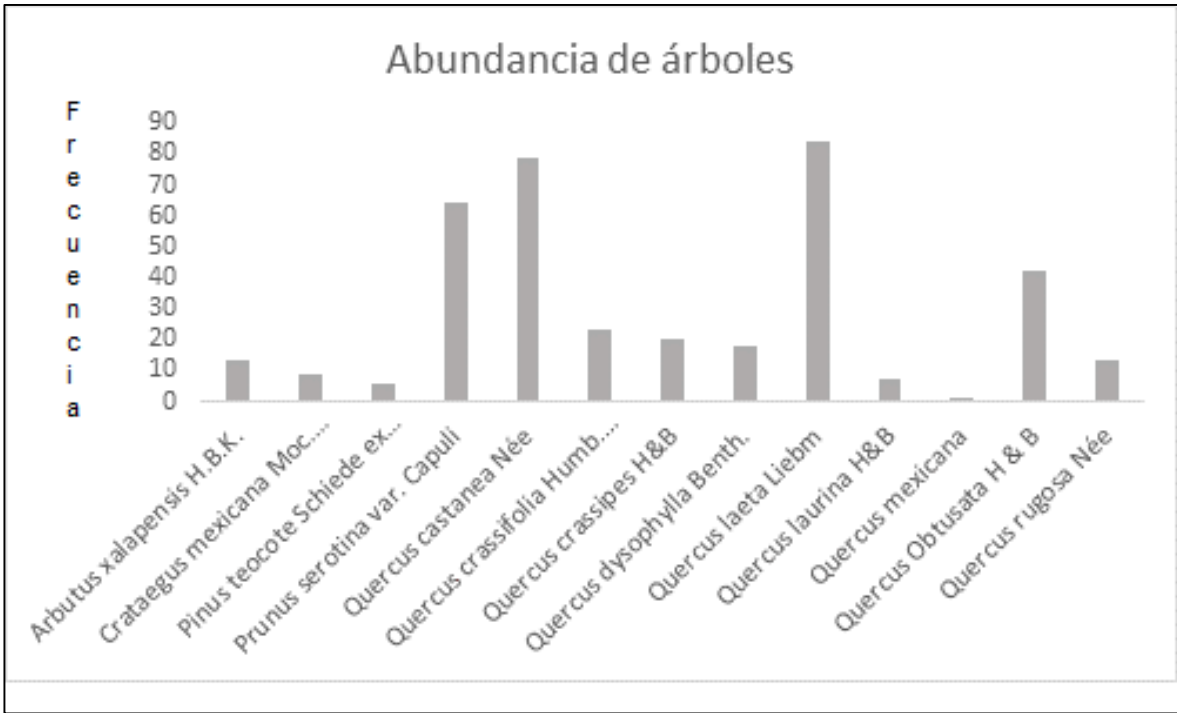


Fig . 6. Abundancias de árboles y encinos. Mayores valores: *Q. castanea*, *Prunus serotina* y *Q. laeta*.

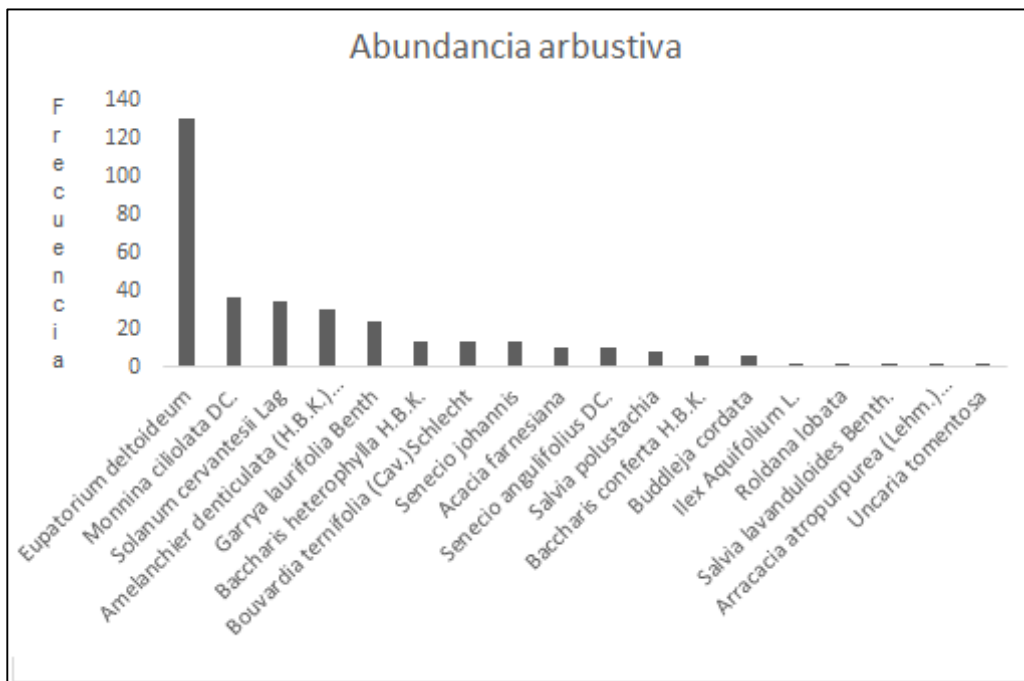


Fig.7. Abundancias de arbustos. Mayor valor *Eupatorium deltoideum*

Tabla 12. Ocurrencia de especies de herbácea

Especies	Ocurrencia
<i>Plantago nivea</i> H.B.K.	76
<i>Peperomia campylotrapa</i> Hill.	14
<i>Tagetes lucida</i> Cay.	14
<i>Bromus carinatus</i> Hook & Am.	9
<i>Aegopogon cenchroides</i> Humb. & Bonpl. Ex Wild.	8
<i>Bidens odorata</i> Cav.	8
<i>Stevia ovata</i> Willd.	8
<i>Gnaphalium semiamplexicaule</i> DC.	6
<i>Crusea longiflora</i> (Wild. ex Roem & Schult) Anderson	5
<i>Minuartia moehringioides</i> (Moe. & Sesse ex Ser.)	5
<i>Muhlenbergia rigida</i> (H.B.K.) Kunth	5
<i>Senecio sessilifolius</i> (Hook. & Arn.) Hernsl	5
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelden	5
<i>Taraxacum</i> Weber	5
Ericaceae <i>Pyrola</i> L.	4
<i>Piptochaetium fimbriatum</i> (H.B.K.) Hitchc.	4
<i>Conyza cf. confusa</i> Cronq.	3
<i>Desmadium aparines</i> (Link) DC	3
<i>Eupatorium rhomboideum</i> H.B.K.	3
<i>Helianthemum glomeratum</i> Lag.	3
<i>Salvia gesneriflora</i> Lindl.	3
<i>Acourtia turbinata</i> (Lex.) Reveal & King	2
<i>Alchemilla procumbens</i> Rose.	2
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schlecht	2
<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	2
<i>Galium Aschenborni</i> Schauer	2
<i>Geranium seemanii</i> Peyr	2
<i>Gnaphalium oxyphyllum</i> DC.	2
<i>Alloispermum scabrum</i> (Lag.) Rob.	1
<i>Archibaccharis asperifolia</i> (Beth.) Blake	1
<i>Aster moranensis</i> H.B.K.	1
<i>Briza subaristata</i> Lam.	1
<i>Eupatorium pycnocephalum</i> Less.	1
<i>Lycurus phalaroides</i> H.B.K.	1
<i>Peperomia hispidula</i> (Sw) A. Dietr	1
<i>Salvia lavanduloides</i> Benth.	1
<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl.	1
<i>Tradescantia crassifolia</i> Cav.	1

Diversidad

Tomando en cuenta el rango de 0 a 1 de equitatividad de Magurran (1988), todos los bloques exhiben en promedio una alta equidad de abundancia entre especies, siendo el bloque 15 el de menor equitatividad con un valor de 0.743, y el bloque 14 el de mayor equidad (0.97), seguido de los bloques: 6 (0.92), 2 (0.90) y 7 (0.89) (Tabla 13)

El bloque 6 obtuvo un grado de similitud de 0.918 con 52 taxones de los cuales: 26 taxones están presentes una sola vez, lo que equivale a un 50%, mientras que, el otro 50% son mayores a uno, lo que representa, que la mitad de los grupos no tienen una riqueza uniforme, pero que la otra mitad es igualmente abundante. Por su parte el bloque 14 presentó un grado de similitud de 0.967, con 15 taxones de los cuales 8 están presentes una sola vez, equivalente a un 53% y un 46.6%, representan a los 7 taxones mayores a uno, lo que indica que más de la mitad de los taxones se presentan la misma proporción, dando una riqueza más uniforme en el bloque 14 que en el 6.

En cuanto al índice de S- W, el bloque 2 con 66 taxones y 208 individuos, obtuvo el mayor valor de 1.419, en tanto que el bloque 6 con 52 taxones y 138 individuos tiene el segundo valor más alto de 1.406, y el bloque 15 con 11 taxones y 25 individuos tiene el menor valor, 0.672 de diversidad. El índice de Simpson muestra el mayor valor de dominancia en el bloque 15, con un valor de 0.333 y la menor dominancia en los bloques 2 y 6 con los valores de 0.049 y 0.051 correspondientemente, (Tabla 13).

Tabla 13. Variables de composición y estructura por bloque. Los valores resaltados indican datos de importancia.

Bloque	Ats	AE	AOA	Aa	hE	hOA	ha	abE	abOA	aba	cobE	cobOA	coba	DAPE	DAPOA	DAPa	Simpson	S _W	E
1	149	54	5	90	3.38	3.48	1.16	0.21	0.02	0.05	2.86	4.11	1.90	0.21	0.11	0.20	0.09	1.19	0.84
2	159	29	10	120	6.71	2.66	1.23	0.09	0.03	0.11	5.11	2.43	1.27	0.25	0.13	0.21	0.05	1.42	0.90
3	139	46	21	72	5.54	3.05	1.25	0.04	0.02	0.02	2.93	2.60	1.23	0.13	0.12	0.13	0.08	1.23	0.84
4	128	37	7	84	4.72	1.82	1.18	0.15	0.00	0.02	3.89	1.46	1.19	0.22	0.06	0.11	0.07	1.28	0.88
5	116	36	9	71	5.03	4.19	1.07	0.06	0.04	0.07	3.71	3.91	1.23	0.19	0.14	0.14	0.07	1.31	0.85
6	109	26	15	68	4.38	3.39	1.13	0.06	0.09	0.01	3.69	2.52	1.28	0.19	0.23	0.08	0.05	1.41	0.92
7	111	22	4	85	4.37	0.66	1.19	0.08	0.00	0.01	3.47	0.45	1.28	0.20	0.05	0.09	0.07	1.28	0.89
8	104	22	9	73	6.02	4.43	1.16	0.03	0.04	0.02	4.75	4.78	1.40	0.17	0.16	0.09	0.07	1.19	0.81
9	98	21	8	69	5.38	3.51	0.98	0.08	0.02	0.03	3.57	1.54	1.10	0.20	0.12	0.13	0.08	1.22	0.86
10	65	11	5	49	6.10	1.55	1.51	0.05	0.01	0.02	4.72	1.12	1.58	0.19	0.09	0.11	0.10	1.12	0.86
11	61	7	5	49	6.12	1.62	1.16	0.03	0.01	0.01	4.47	3.24	0.95	0.13	0.06	0.07	0.12	0.99	0.83
12	60	10	3	47	9.01	1.35	1.29	0.06	0.01	0.04	3.32	0.76	1.13	0.20	0.07	0.16	0.10	1.10	0.88
13	35	11	5	19	5.96	1.78	1.64	0.02	0.00	0.02	3.93	1.61	1.47	0.12	0.04	0.14	0.12	1.04	0.89
14	22	2	4	16	13.00	0.81	1.44	0.23	0.00	0.02	7.13	0.50	1.08	0.48	0.05	0.10	0.14	0.87	0.97
15	22	4	1	17	0.40	1.10	1.26	0.00	0.00	0.01	0.33	0.39	0.89	0.01	0.02	0.08	0.33	0.67	0.74

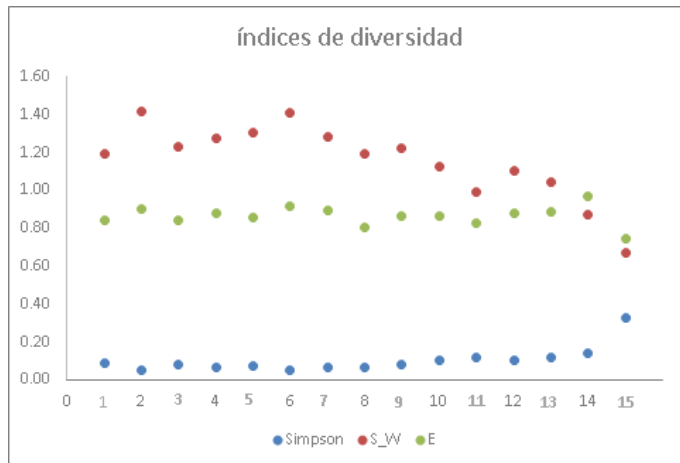


Fig. 9. Índices de diversidad: Simpson, Shannon-W y Equitatividad por bloques.

A partir de los índices de Shannon-Wiener, Equitatividad y Simpson, se obtuvo que los bloques varían muy poco en la abundancia de especies, diversidad y dominancia, (Fig.9) con la mayor fluctuación entre los bloques; 13-15, que decrecen en la diversidad y equitatividad, pero aumentan en la dominancia. Por otra parte los bloques 6-12, tienen un valor homogéneo en todos los índices; los bloques 1-5 tienen mayor diversidad, misma abundancia de individuos entre especies y por lo tanto menor probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie.

En cuanto a las variables estructurales de la vegetación, la altura, (Fig.10. Inciso a) en los arbustos, los bloques 6-12 tiene valores muy oscilantes, en los bloques 1-5 tiende a hacer una curva cóncava y en los bloques 13-15 aumentan los valores para disminuir al final. En los encinos, la altura fluctúa de una manera más constante en los primeros bloques mientras que en los bloques 13-15 la altura se incrementa de forma notable. En los otros árboles, al igual que en los encinos y arbustos, los valores varían demasiado, siendo los últimos bloques los de menor fluctuación y valor.

En cuanto al área basal, (Fig. 10. Inciso c) los arbustos, en los bloques medios tienden a ser semiconstantes, aumentando a mayor distancia del borde externo, concentrando los valores más altos en la cercanía del borde externo. En los

encinos el área basal oscila en los bloques más cercanos al borde externo, en tanto en los bloques 6-12 los valores también varían disminuyendo su valor en las distancias medias para luego aumentar hacia los bloques finales: 13-15. En los otros árboles, el área basal en las proximidades del borde externo tienen un valor menor que los bloques medios, registrando su menor valor al acercarse al final de la distancia al borde, es decir en los bloques finales, cercanos a la vegetación de galería.



Fig. 10. Distribución de las variables estructurales en las diferentes áreas, que comprenden los bloques, en los diferentes grupos fisionómicos: árboles, arbustos y encinos: a). Promedio de la altura, b).promedio del Diámetro al pecho, c) promedio del Área basal y d) promedio de la cobertura.

Respecto a la distribución del diámetro al pecho (Fig. 10 Inciso b) los arbustos, decrecieron al inicio de la distancia al borde para mantenerse con valores bajos - altos en la distancia media o bloques intermedios (6-12), teniendo su cúspide a la proximidad del final de la distancia al borde (bloques: 13-15), el cual presenta

valores decrecientes conforme al valor más alto de los bloques medios. En los encinos, la distribución en los primeros bloques es fluctuante con altibajos. En los bloques intermedios los valores se homogeneizaron, mientras que en el inicio de los bloques finales los valores fluctuaron de manera notable. En los otros árboles, ambos bordes, se mantuvieron con valores menores a los bloques medios (6-12).

Por último la cobertura, (Fig. 10 Inciso d) en los arbustos, se mantuvo muy homogénea, pasando los diez primeros metros, que son parte de los primeros bloques, por lo que entre más cercano al borde externo o al límite del fragmento la cobertura se mantiene y al aproximarse a la vegetación de galería, borde interior, la cobertura de arbustos decrece, indicando que la cobertura de arbustos es muy homogénea en todo el área de estudio. En los encinos la cobertura, se mantuvo homogénea al inicio del borde externo, oscilando sus valores al aproximarse a la vegetación de galería.

2.3.3 Determinación de áreas borde y núcleo

Para determinar las áreas borde y núcleo se utilizaron los valores de las variables de la vegetación que se encuentran en la (Tabla 13) Variables de composición y estructura de la vegetación, por bloque, obtenidas de las fórmulas de la (Tabla 2) El procedimiento consistió en los incisos que a continuación se enlistan.

a) Identificación de las variables de vegetación con mayor representatividad

Para determinar las variables estructurales o de composición de la vegetación que son sensibles con la distancia al borde (bloques), se realizó un Análisis de componentes principales (PC).

Tabla 14 Valores de los tres Componentes Principales

	PC1	PC2	PC3
Desviación estándar	55.241	10.70872	4.51428
Proporción de la varianza	0.9545	0.03587	0.00637
Porcentaje acumulado	0.9545	0.99038	0.99675

El análisis de componentes principales (Tabla 14) más representativos son: el 1 y 2, en el cual PC1 (componente principal), recoge la máxima variabilidad posible de más del 90% y la desviación estándar más significativa, con lo que se explica que esta combinación lineal de las variables es la más adecuada para explicar el cambio de la vegetación ante el efecto borde. De esta forma solo se consideran explicativos el PC1 y PC2 (Fig.11) excluyendo al PC3 del análisis, obteniendo un valor acumulativo (Fig.12) de las desviación estándar de 65.949.

Además al obtener el valor de cada variable dentro de los componentes (Tabla 15) se afirma que las variables con mayor valor se encuentra en PC1, las cuáles al ser correlacionadas (Tabla 16) con la distancia al borde (bloque), son las que mayor decrecen ante la distancia al borde. Indicando que las variables de composición, particularmente las abundancias son las más afectadas por el efecto borde. Por ejemplo, la abundancia de todas las especies, tiene un valor de - 0.982, posteriormente la abundancia de Encinos, tiene un valor de -0 .933 y la abundancia de arbustos se encuentra el valor de - 0 .906.

Tabla 15. Valores de las variables que conforman la estructura y composición de la vegetación . Se muestra las correlaciones entre las variables y los componentes principales, resaltando el PC1 como el mejor componente relacionado con las variables de abundancia.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15
Bloque	-0.079	-0.069	-0.017	0.087	0.033	0.696	0.130	-0.681	-0.100	-0.016	-0.003	-0.062	0.005	-0.013	0.000
Ats	0.814	0.197	-0.200	0.035	-0.032	0.044	0.003	-0.059	-0.009	-0.006	0.002	-0.005	-0.001	-0.002	0.500
AE	0.247	0.683	0.435	-0.156	-0.008	0.059	0.031	-0.062	0.006	0.008	-0.009	-0.003	0.003	-0.001	-0.500
AOA	0.051	0.184	-0.818	0.201	-0.051	-0.028	-0.025	-0.013	-0.014	-0.011	0.013	-0.001	-0.005	-0.002	-0.500
Aa	0.516	-0.670	0.183	-0.010	0.027	0.013	-0.003	0.017	-0.001	-0.003	-0.002	0.000	0.002	0.002	-0.500
hE	-0.013	-0.049	-0.226	-0.865	-0.072	0.321	-0.232	0.184	-0.029	0.006	0.006	0.021	0.008	0.008	0.000
hOA	0.013	0.034	-0.054	0.043	0.573	0.344	0.551	0.472	0.062	-0.082	-0.068	0.029	0.006	0.031	0.000
ha	-0.002	0.001	-0.002	-0.017	-0.028	-0.078	-0.004	0.016	-0.462	-0.214	-0.692	-0.312	0.326	0.164	0.000
abE	0.000	0.001	0.005	-0.018	-0.009	-0.010	0.027	0.006	0.086	-0.120	0.270	-0.319	0.027	0.590	-0.009
abOA	0.000	0.000	-0.002	0.002	0.007	-0.001	0.007	0.030	0.000	0.049	0.108	-0.180	0.170	0.054	0.010
aba	0.000	-0.001	0.001	-0.003	0.003	0.003	-0.003	0.046	0.004	-0.049	-0.156	-0.110	-0.200	-0.475	-0.003
cobE	-0.001	-0.043	-0.116	-0.417	0.170	-0.506	0.545	-0.463	0.090	-0.017	-0.041	0.021	-0.028	-0.006	0.000
cobOA	0.013	0.032	-0.018	-0.011	0.793	-0.140	-0.548	-0.205	-0.036	0.041	0.020	-0.057	0.007	-0.012	0.000
coba	0.002	0.006	0.018	-0.022	0.035	-0.079	0.100	0.048	-0.829	-0.165	0.468	0.130	-0.108	-0.097	0.000
DAPE	0.000	-0.002	-0.003	-0.031	-0.008	-0.009	0.052	0.019	0.097	-0.078	0.274	-0.352	0.392	-0.530	-0.003
DAPOA	0.001	0.000	-0.006	0.002	0.016	0.003	0.025	0.054	-0.017	0.064	0.222	-0.151	0.316	0.173	0.001
DAPa	0.000	0.000	0.002	-0.005	-0.001	0.011	-0.006	0.057	-0.059	-0.092	-0.174	-0.192	-0.614	-0.065	-0.003
Simpson	-0.001	0.001	0.005	0.010	-0.005	0.001	-0.021	0.019	0.072	-0.253	-0.049	-0.073	0.271	-0.257	-0.004
S_W	0.003	-0.002	-0.011	-0.006	0.002	-0.004	0.086	0.053	-0.144	0.672	-0.011	-0.382	-0.075	-0.064	-0.008
H.max	0.003	-0.001	-0.009	0.006	0.022	0.013	0.055	0.017	-0.167	0.589	-0.144	0.334	0.235	-0.023	0.001
E	0.000	-0.001	-0.004	-0.013	-0.011	-0.011	0.030	0.017	-0.012	0.131	0.090	-0.532	-0.215	0.004	0.012

Tabla 16. Matriz de correlaciones de la distancia al borde (bloque) con las variables de composición y estructura de la vegetación.

	Bloque	Ats	AE	AOA	Aa	hE	hOA	ha	abE	abOA	aba	cobE	cobOA	coba	DAPE	DAPOA	DAPa	Simpson	S_W	H.max	E
Bloque	1.000	-0.982	-0.933	-0.591	-0.906	0.257	-0.573	0.483	-0.286	-0.405	-0.509	0.017	-0.552	-0.486	-0.054	-0.554	-0.513	0.658	-0.812	-0.847	-0.073
Ats	-0.982	1.000	0.892	0.590	0.956	-0.264	0.594	-0.565	0.208	0.417	0.518	-0.035	0.534	0.412	0.020	0.576	0.496	-0.681	0.848	0.894	0.041
AE	-0.933	0.892	1.000	0.575	0.737	-0.342	0.616	-0.454	0.299	0.322	0.371	-0.198	0.562	0.529	-0.045	0.468	0.502	-0.517	0.660	0.727	-0.055
AOA	-0.591	0.590	0.575	1.000	0.426	-0.041	0.579	-0.274	-0.146	0.604	0.105	0.041	0.414	0.072	-0.050	0.698	0.071	-0.508	0.595	0.610	0.117
Aa	-0.906	0.956	0.737	0.426	1.000	-0.215	0.482	-0.577	0.186	0.363	0.579	0.045	0.449	0.338	0.064	0.514	0.480	-0.682	0.845	0.878	0.072
hE	0.257	-0.264	-0.342	-0.041	-0.215	1.000	-0.225	0.354	0.419	-0.141	0.113	0.842	-0.173	-0.111	0.810	-0.071	0.097	-0.303	-0.048	-0.219	0.720
hOA	-0.573	0.594	0.616	0.579	0.482	-0.225	1.000	-0.550	-0.080	0.697	0.354	-0.038	0.839	0.342	-0.125	0.806	0.271	-0.459	0.547	0.671	-0.199
ha	0.483	-0.565	-0.454	-0.274	-0.577	0.354	-0.550	1.000	-0.038	-0.441	-0.177	0.259	-0.421	0.215	0.109	-0.479	0.020	0.255	-0.425	-0.519	0.257
abE	-0.286	0.208	0.299	-0.146	0.186	0.419	-0.080	-0.038	1.000	-0.146	0.193	0.448	-0.040	0.301	0.800	-0.058	0.330	-0.228	0.087	-0.058	0.548
abOA	-0.405	0.417	0.322	0.604	0.363	-0.141	0.697	-0.441	-0.146	1.000	0.173	0.035	0.535	0.150	-0.027	0.953	-0.019	-0.436	0.585	0.581	0.121
aba	-0.509	0.518	0.371	0.105	0.579	0.113	0.354	-0.177	0.193	0.173	1.000	0.173	0.304	0.204	0.216	0.258	0.829	-0.328	0.450	0.439	0.141
cobE	0.017	-0.035	-0.198	0.041	0.045	0.842	-0.038	0.259	0.448	0.035	0.173	1.000	0.074	0.089	0.823	0.129	0.030	-0.509	0.197	0.036	0.739
cobOA	-0.552	0.534	0.562	0.414	0.449	-0.173	0.839	-0.421	-0.040	0.535	0.304	0.074	1.000	0.405	-0.138	0.613	0.208	-0.419	0.405	0.553	-0.262
coba	-0.486	0.412	0.529	0.072	0.338	-0.111	0.342	0.215	0.301	0.150	0.204	0.089	0.405	1.000	0.074	0.275	0.496	-0.418	0.374	0.391	0.104
DAPE	-0.054	0.020	-0.045	-0.050	0.064	0.810	-0.125	0.109	0.800	-0.027	0.216	0.823	-0.138	0.074	1.000	0.058	0.169	-0.379	0.142	-0.064	0.813
DAPOA	-0.554	0.576	0.468	0.698	0.514	-0.071	0.806	-0.479	-0.058	0.953	0.258	0.129	0.613	0.275	0.058	1.000	0.111	-0.597	0.706	0.718	0.143
DAPa	-0.513	0.496	0.502	0.071	0.480	0.097	0.271	0.020	0.330	-0.019	0.829	0.030	0.208	0.496	0.169	0.111	1.000	-0.320	0.371	0.356	0.159
Simpson	0.658	-0.681	-0.517	-0.508	-0.682	-0.303	-0.459	0.255	-0.228	-0.436	-0.328	-0.509	-0.419	-0.418	-0.379	-0.597	-0.320	1.000	-0.895	-0.822	-0.551
S_W	-0.812	0.848	0.660	0.595	0.845	-0.048	0.547	-0.425	0.087	0.585	0.450	0.197	0.405	0.374	0.142	0.706	0.371	-0.895	1.000	0.959	0.367
H.max	-0.847	0.894	0.727	0.610	0.878	-0.219	0.671	-0.519	-0.058	0.581	0.439	0.036	0.553	0.391	-0.064	0.718	0.356	-0.822	0.959	1.000	0.101
E	-0.073	0.041	-0.055	0.117	0.072	0.720	-0.199	0.257	0.548	0.121	0.141	0.739	-0.262	0.104	0.813	0.143	0.159	-0.551	0.367	0.101	1.000

Una vez obtenido el componente principal (PC1) con la máxima variabilidad (0.9545) y la desviación estándar más significativa (55.241) se eligieron las variables: abundancias de encinos, arbustos y todas las especies (Tabla 16), para calcular la distancia entre los elementos, que en este caso se refieren a los bloques de distintas distancias respecto al borde de los fragmentos, utilizando el análisis de conglomerados. Los conglomerados se determinaron a través de la distancia cuadrada entre la conexión promedio de los grupos (promedio de abundancias) y la distancia de cada elemento al borde $\text{dist}(Z)^2$.

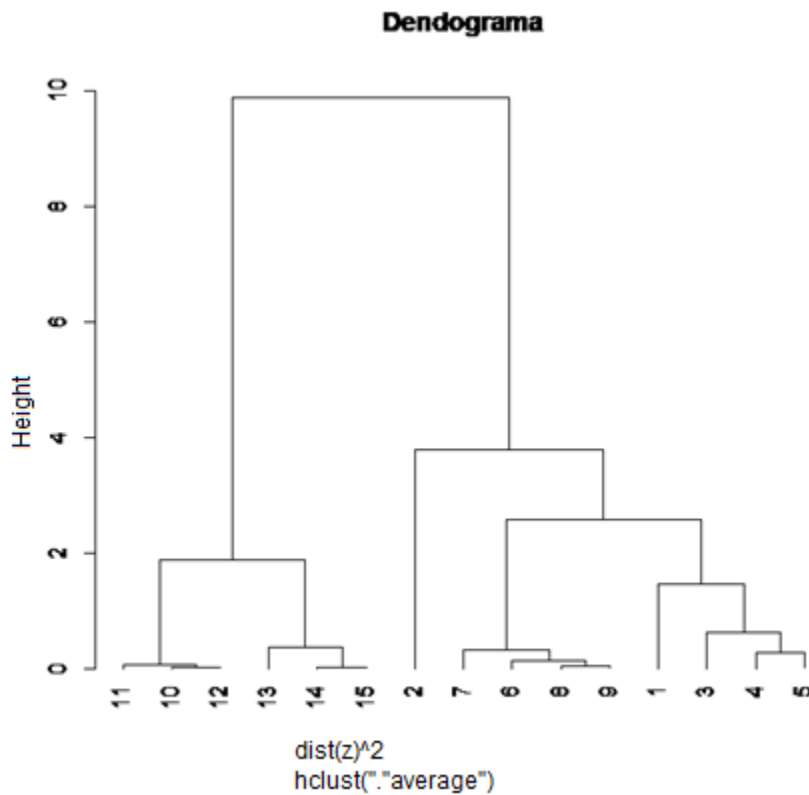


Fig. 13. Dendrograma de Conglomerados donde se observa las similitudes entre los bloques a partir de las abundancias: Ats, Aa y AE. Los números refieren a los bloques de distinta distancia respecto del borde de los fragmentos.

En el análisis de conglomerados (Fig. 13) se observan cuatro grandes grupos. El primer grupo de izquierda a derecha está conformado por los bloques más similares (10,11 y 12) del todo el muestreo con las distancias más próximas al cero. El segundo grupo se encuentra conformado por los bloques (13, 14 y

15), donde los bloques más similares son el 14 y 15 con valores muy cercanos al cero y el bloque menos similar es el 13 con un valor arriba de uno. El tercer conglomerado conformado por los bloques 6,7,8 y 9, muestran una proximidad muy cercana al cero conforme se alejan del borde, es decir los valores más bajos se presentan en los bloques 8 y 9, siendo los bloques 6 y 7 los de valor cercano al uno, que conectan con el cuarto conglomerado. El cuarto conglomerado conformado por los bloques: 1, 2, 3, 4 y 5, reflejan la similitud de variación de abundancias en cuanto a la cercanía al borde con un valor superior de uno, incluso el bloque 2 es el más diferente de todo el estudio con un rango de distancia de $(4 < 3)$.

Tabla 17. Clasificación de los bloques en grupos a partir de sus similitudes entre las tres variables de abundancia.

Conglomerados			
A	B	C	D
1	6	10	13
2	7	11	14
3	8	12	15
4	9		
5			

El arreglo de conglomerados a partir del promedio de abundancias, muestra la existencia de cuatro grupos (A, B, C y D) que difieren en abundancias conforme a la distancia al borde (Tabla 17), sin embargo para comprobar la variación entre conglomerados, se realizó una prueba de varianza, ANOVA, considerando a los conglomerados como factor y las tres variables de abundancias como variable dependientes.

A continuación se muestra el ANOVA del factor Ats con una diferencia significativa, al obtener un valor menor del 0.05 y con medias no iguales (Tabla 18), rechazando así la hipótesis de medias similares entre grupos. Para reafirmar los valores de las medias por cada conglomerado (Tabla 19) y (Fig. 14).

Tabla 18. Análisis de varianza de Ats. En donde: Df= grados de libertad, Sum sq= suma de cuadrados, Mean sq= Media de cuadrados, F Value= valor F y Pr(>F)= Probabilidad de F

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Conglomerados	3	27037	9012	72.13	0.001
Residuales	11	1374	125		

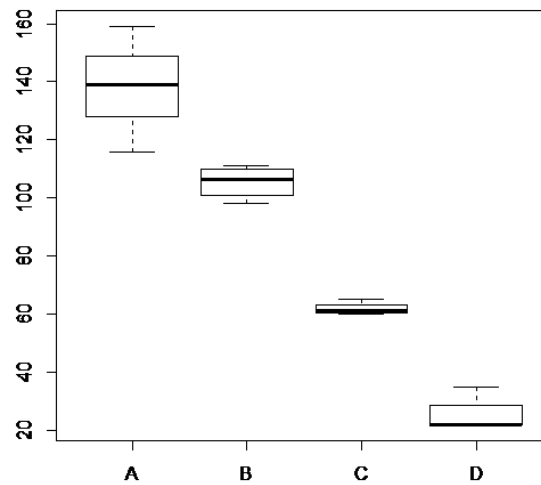


Fig. 14. Análisis univariante de Ats con respecto a los conglomerados. El eje y representa las medias de los conglomerados y el eje x los conglomerados.

Tabla 19. Medias de los conglomerados y el número de bloques que lo integran del análisis univariante de Ats

	A	B	C	D
Media	138	105	62	26.3
N°de bloques	5	4	3	3

De igual manera que la variable Ats, las abundancias: AE y Aa, obtuvieron medias no similares, (Tabla 20 y 22), rechazando la hipótesis de similitud entre bloques al obtener un valor menor del 0.05 (Tablas 21 y 23) para el análisis de varianza (Fig. 15) y (Fig.16)

ANOVA del factor AE

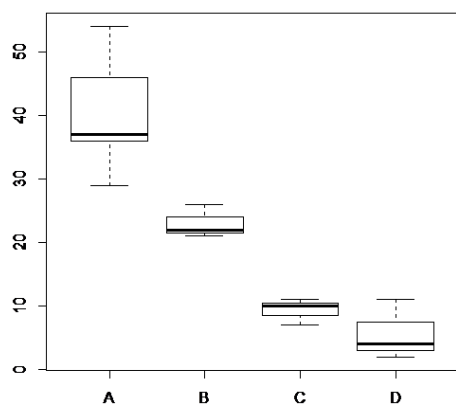


Fig. 15. Análisis univariante de AE con respecto a los conglomerados. El eje y representa las medias de los conglomerados y el eje x los conglomerados.

Tabla 20. Análisis de varianza de AE. En donde: Df= grados de libertad, Sum sq= suma de cuadrados, Mean sq= Media de cuadrados, F Value= valor F y Probabilidad de Pr(>F)= F.

AE	Df	Sum sq	Mean sq	F value	Pr(>F)
Conglomerados	3	2972.4	990.8	24.48	0.001
Residuales	11	445.3	40.5		

Tabla 21. Medias de los conglomerados y el número de bloques que lo integran del análisis univariante de AE.

	A	B	C	D
Media	40.4	23	9.33	5.67
N°de bloques	5	4	3	3

ANOVA del factor Aa

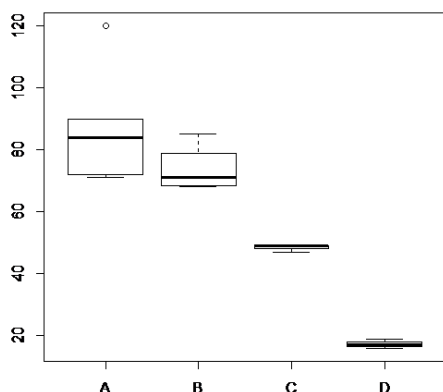


Fig.16. Análisis univariante de Aa entre conglomerados. El eje y representa las medias de los conglomerados y el eje x los conglomerados.

Tabla 22. Análisis de varianza de Aa. En donde: Df= grados de libertad, Sum sq= suma de cuadrados, Mean sq= Media de cuadrados, F Value= valor F y Pr(>F)= Probabilidad de F, menor a 0.05, rechazando la hipótesis de similitud de medias.

	Df	Sum sq	Mean sq	F value	Pr(>F)
Conglomerados	3	10324	3441	21.3	0.001
Residuales	11	1777	162		

Tabla 23. Medias de los conglomerados y el número de bloques que lo integran del análisis univariante de Aa.

	A	B	C	D
Media	87.4	73.7	48.3	17.3
N°de bloques	5	4	3	3

Finalmente se aplicó una prueba "Post-Hoc" (HSD de Tukey-Kramer) para optimizar las diferencias entre los conglomerados y determinar la amplitud del área de borde y el área núcleo a partir del arreglo de los bloques en conglomerados.

Variable Ats

En el análisis de comparación entre pares de conglomerados (Fig. 17) se muestra la diferencia entre pares de la variable Ats, el límite inferior y el superior,

corroborando que existe una diferencia entre los conglomerados. Además sus valores en el límite inferior y en el límite superior (Tabla 24) reafirman esta diferencia entre pares, por lo que se puede interpretar que el conglomerado A, difiere un 32.70 por ciento del conglomerado B, y que no existe similitud entre pares.

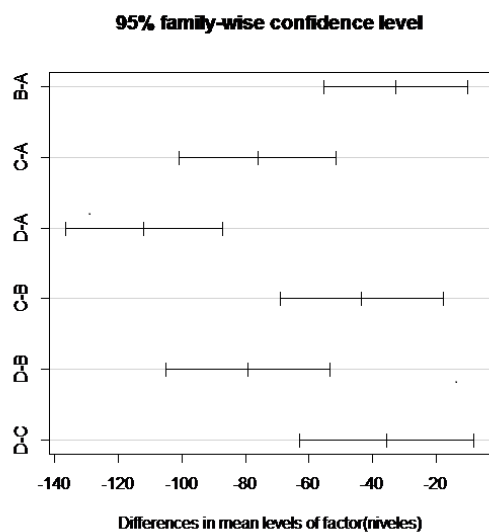


Fig. 17. Comparación entre pares de conglomerados de la variable Ats, el límite superior se encuentra del lado derecho y el inferior, de lado izquierdo.

Tabla 24. Valores de la diferencia por pares de conglomerados de la variable Ats.

	Diferencia	Límite inferior	Límite superior
B-A	-32.700	-55.267	-10.133
C-A	-76.200	-100.768	-51.632
D-A	-111.867	-136.435	-87.299
C-B	-43.500	-69.194	-17.806
D-B	-79.167	-104.861	-53.473
D-C	-35.667	-63.135	-8.199

Variable AE

Al igual que en la variable Ats, los valores de esta prueba reafirman que los conglomerados difieren entre pares (Fig.18) y (Tabla 25). Por ejemplo, el conglomerado A, difiere un 34.73 por ciento del conglomerado D.

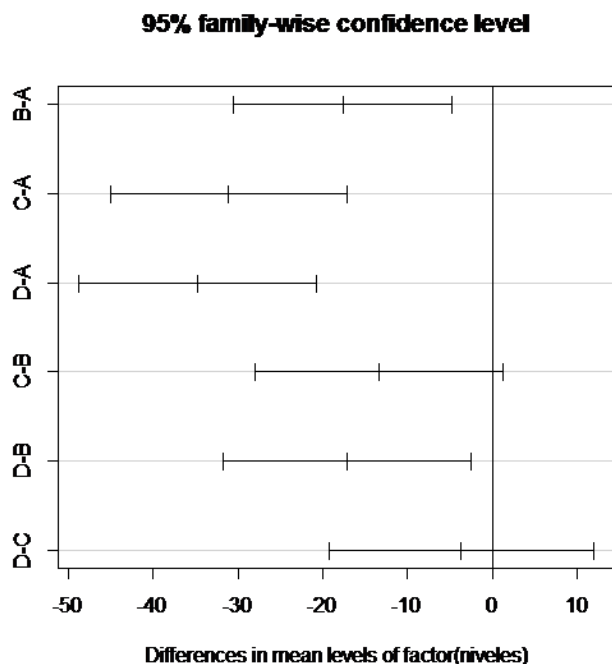


Fig. 18. Comparación entre pares de conglomerados de la variable AE. Ubicando a el límite superior del lado derecho y el inferior, de lado izquierdo.

Tabla 25. Valores de la diferencia por pares de conglomerados de la variable AE.

	Diferencia	Límite inferior	Límite superior
B-A	-17.65	-30.49486	-4.80514
C-A	-31.066667	-45.05038	-17.082954
D-A	-34.733333	-48.71705	-20.749621
C-B	-13.416667	-28.04118	1.20785
D-B	-17.083333	-31.70785	-2.458817
D-C	-3.666667	-19.30093	11.967599

Variable Aa

Los valores de diferencia entre pares de conglomerados, basados en esta variable, también coincidieron con las otras dos variables de composición (A_{ts} y A_a), demostrando que no existe similitud entre las medias de los conglomerados. (Fig. 19) y (Tabla 26)

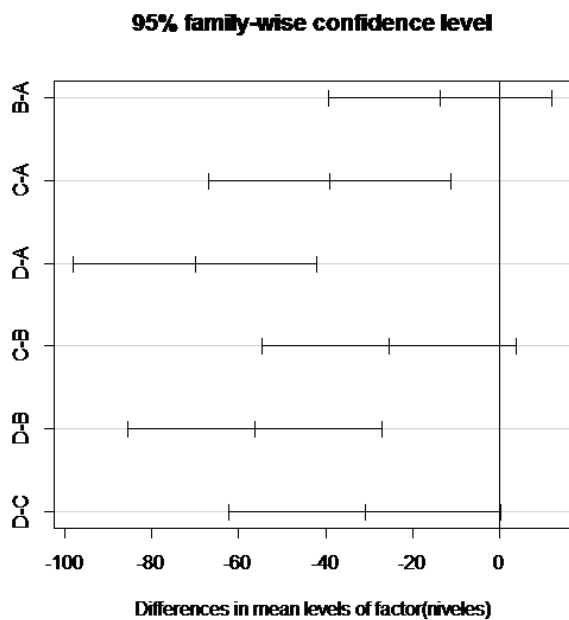


Fig. 19. Comparación entre pares de conglomerados de la variable Aa. Ubicando el límite superior del lado derecho y el inferior de lado izquierdo

Tabla 26. Valores de la diferencia por pares entre conglomerados de la variable Aa.

	Diferencia	Límite inferior	Límite superior
B-A	-13.650	-39.312	12.012
C-A	-39.067	-67.004	-11.129
D-A	-70.067	-98.004	-42.129
C-B	-25.417	-54.634	3.801
D-B	-56.417	-85.634	-27.199
D-C	-31.000	-62.235	0.235

b) Delimitación de áreas borde e interior a partir de la relación variables- distancia (Cluster, Análisis de varianza y Tukey)

Una vez realizadas las pruebas para optimizar las diferencias entre los conglomerados se determinó la amplitud del área de borde y del área núcleo en la cartografía.

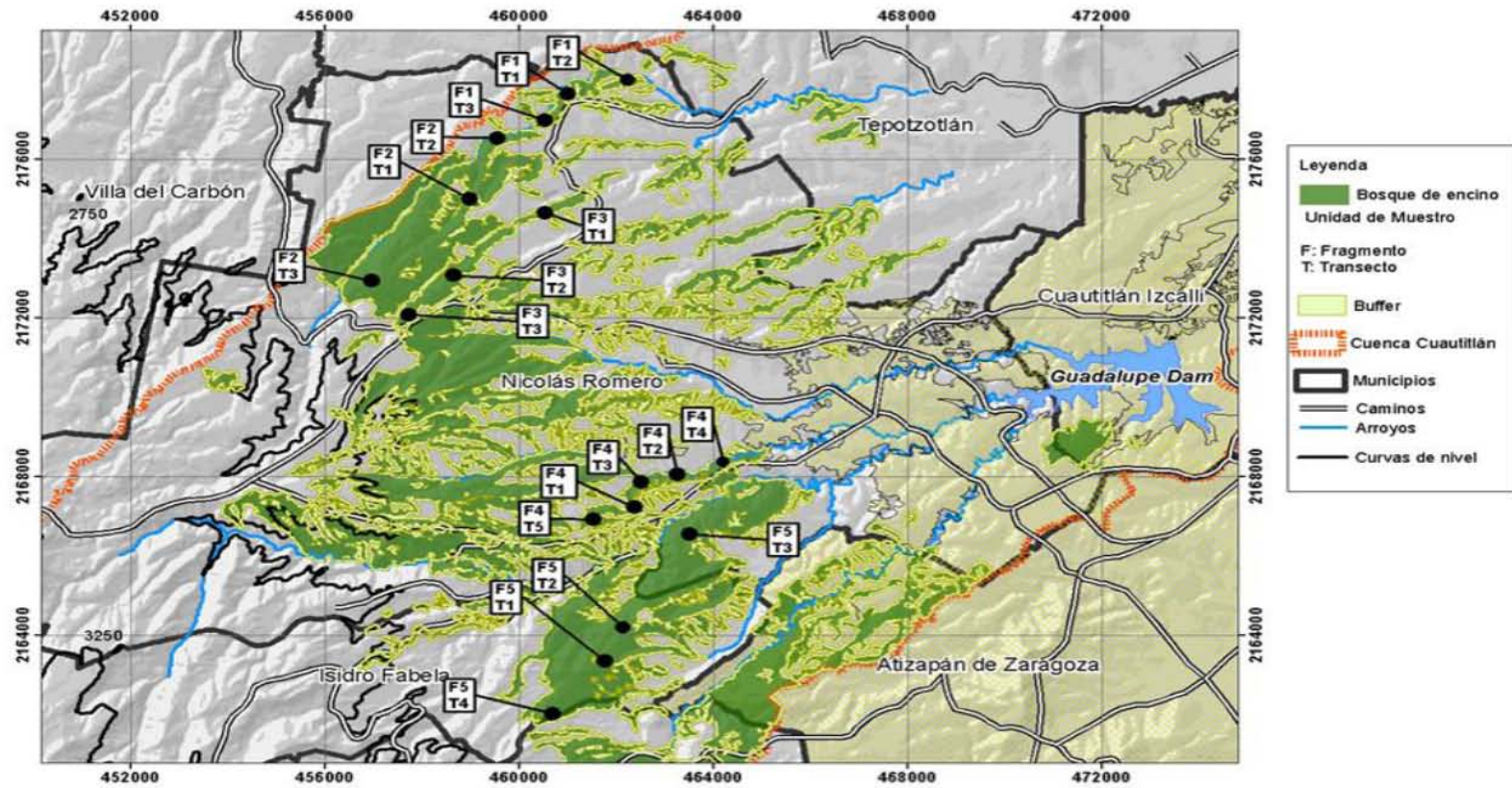
Los Conglomerado A y D se clasificaron como áreas borde, siendo el conglomerado “A”, el borde externo con una distancia de 50 m y el “D” el borde interno con una longitud de 30 m. Dado que todos los transectos de muestreo recorren los fragmentos forestales en sentido perpendicular, desde la parte alta (conglomerado A) hasta la parte baja de los barrancos (conglomerado D); es en ese sentido que el borde de mayor importancia es el que se ubica en la parte alta de la ladera del barranco o borde externo, que en este caso corresponde al conglomerado A, donde el fragmento forestal tiene contacto directo los usos del suelo no forestales. Por otra parte los conglomerados B y C pertenecen al área núcleo (Tabla 27).

Tabla 27. Clasificación de áreas borde y áreas núcleo como resultado de la agrupación de bloques.

A	B	C	D
1	6	10	13
2	7	11	14
3	8	12	15
4	9		
5			
Borde externo	Núcleo	Núcleo	Borde interno

2.3.4 Cartografía de las áreas borde e interior de los fragmentos del bosque de encino

La cartografía de las áreas núcleo y áreas borde del bosque de encino se diseñó en Arcgis 10.2, a partir de los resultados del análisis multivariado. En el cual el área borde externo tiene una amplitud de 50 metros (Fig. 20).



Proyección: UTM

Zona: 14N

Meridiano central: -99°

Meridiano base: Greenwich

Datum: WGS84

Equidistancia entre curvas: 500m

Elaboró Yilotl Cázares



Fig. 20. Efecto borde en el bosque de encino en la vertiente NE de la Sierra de Monte Alto, W del AUCM

2.4 Discusión

Configuración

Los fragmentos varían ampliamente en tamaño, forma y conectividad. Estas irregularidades en cuanto a su forma son comunes en los bosques fragmentados, Armenteras (2005) menciona que los bosques y cañadas son los sitios fragmentados con mayor complejidad en su contorno, por lo que en esta investigación se reafirma que los bosques en barrancos tienen un alto índice de forma que refleja la heterogeneidad del espacio que ocupa el bosque.

Los fragmentos del bosque (4, 5 y 1) más cercanos a los sitios de mayor dinámica urbana, tanto en la parte baja (fragmento 1) como en la parte alta del área de estudio, presentan mayor irregularidad en su forma, lo que indica que existe una mayor apertura e interacción de su hábitat adyacente (Sarlöv, 2010), es decir estos fragmentos tienen un mayor efecto borde.

En cuanto a la conectividad los fragmentos se encuentran aglomerados en dos grupos, (2- 3 -1) y (4-5) siendo el primero grupo el mejor conectado, el cual podría tener entre sus fragmentos mayor permeabilidad de los flujos de energía, organismos y factores abióticos propios del paisaje (Etter, 1991), mientras que el segundo conglomerado (4 y 5) son los fragmentos más aislados que representan la pérdida de la conectividad del bosque a partir de la fragmentación por el avance del área urbana.

En general el Fragmento 1 tiene las características menos favorables, ya que es el más pequeño y el segundo más irregular, además de formar parte de una serie de fragmentos muy próximos al área urbana. El Fragmento 2 es el más regular en su forma, el segundo más grande y el de mejor conectividad, por lo que es el fragmento mejor conservado y menos alterado por la fragmentación.

Los fragmentos 3 y 4 se caracterizan por un tamaño medio, una forma irregular y una conectividad muy baja entre ellos. Por último el fragmento 5 es el más grande, el segundo más irregular y el menos conectados por lo que es el

segundo fragmento más afectado por el efecto borde, debido a su cercanía al área urbana, la cual lo mantiene pero lo aísla de los demás remanentes del bosque.

Composición:

Las especies arbóreas identificadas reflejan una composición común y representativa de los bosques templados de la zona centro de México, al encontrar diversidad de especies de encinos y presencia de especies asociadas al bosque templado y a cañadas como es *Prunus serotina var. Capul.* (Rzedowski, 2010), además de que se encuentran en mayor proporción las especies herbáceas en comparación con las leñosas, reafirmando que existe una composición de la vegetación normal del encinar. (Rzedowski, 2006).

Diversidad

Tomando en cuenta el rango de 0 a 1 de equitatividad de Magurran (1988), todas las áreas (borde y núcleo) muestran una alta equidad de abundancia entre especies, siendo el borde interno el de mayor uniformidad de riqueza de especies (bloque 15-14-13), el área núcleo el segundo en equitatividad y el borde externo el de menor valor de uniformidad de riqueza entre especies, debido a que la equitatividad viene a ser una razón entre diversidad y riqueza biológica (Melic, 1993).

Los valores obtenidos de equitatividad nos indican que los bordes externos del bosque pueden ser recientes, al tener el fragmento una desigualdad de organismos de la misma especie entre el borde y el núcleo. Estas diferencias coinciden con Lovejoy et al. (1984), el cuál menciona que la respuesta de la vegetación de los bordes en los primeros cinco años espera un alto rango de mortalidad en el número de individuos de las especies más susceptible al efecto borde, sin embargo esta mortalidad tiene efectos positivos que permiten la entrada o reclutamiento de especies menos adecuadas al ambiente, aumentando la riqueza de especies.

En el índice de S- W, el borde externo (bloque 2) tiene el mayor valor seguido del área núcleo (bloque 6) y el borde interno (bloque 15) tiene el menor valor de diversidad, por la razón de que la diversidad depende directamente del número de especies (Melic, 1993). Al igual que la diversidad, la dominancia depende del número de especie, además de la abundancia relativa. Recordando que la dominancia es la probabilidad de encontrar al azar dos individuos de la misma especie, el índice de Simpson muestra el mayor valor de dominancia en el borde interno (bloque 15)y la menor dominancia en el borde externo-área núcleo: (bloques 2 y 6) , lo cual significa que a mayor dominancia, baja la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de diferente especie, y a menor dominancia existe mayor probabilidad de encontrar organismo de diferente especie, por lo que a mayor diversidad menor dominancia, motivo por el cual los bloques 2, 6 y 14 coinciden de manera adversa en los índices de S-W y Simpson. (Tabla 13) y (Fig. 9) de los índices de diversidad.

A partir de los índices de S_W, E y Simpson, se obtuvo que las áreas núcleo y borde varían muy poco en la condición de: abundancia de especies, diversidad y dominancia, aunque la mayor fluctuación de estos índices es al acercarse al borde interno, decreciendo la diversidad, como la equitatividad y aumentando la dominancia. Por otra parte en el borde externo estos valores tienden a ser menos oscilantes que el núcleo. Lo anterior muestra que los bordes externos tienen mayor diversidad, una misma abundancia de individuos entre especies y por lo tanto menor probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie, haciendo que el efecto borde sea positivo en los bordes, al tener una gran riqueza de especies (Sarlöv, 2010), las cuales son consideradas generalistas- oportunistas, como las herbáceas y cierto tipos de arbustos, que prevalecen en el borde, debido a los cambios en las propiedades del fragmento ante el efecto borde o la sucesión natural (Rodrigues, 1993).

En el área núcleo la probabilidad de encontrar dos individuos de diferente especie, la condición de igualdad de abundancia y la diversidad son más bajas

que en el borde externo, corroborando que las especies que están en el núcleo son especialistas con estrategia “k”, adaptadas a un microclima más estable (Matteucci, 2004) como son los encinos y los otros árboles (Fig. 21) los cuales tuvieron menor abundancia en esta área y un diámetro mayor, comparándolo con los bordes.

La presencia de estas especies en el área núcleo hace suponer que existe un estado óptimo de adaptación que les permite remplazar de las áreas núcleo a las especies de estrategia “r” a través de exclusión competitiva (Valverde et al., 2005), y que los árboles son de mayor diámetro comparados con el borde externo. Por otra parte en la transición de la zona borde externo- núcleo, la variable cobertura fluctúa muy poco, mientras que la altura y el área basal son muy irregulares.

No obstante estas variables estructurales y las características del fragmento pueden explicar el establecimiento de los diferentes grupos fisonómicos. Por ejemplo, la pendiente puede determinar la presencia de los diferentes estratos: herbácea, arbustivo, arbóreo, debido a que a mayor pendiente los suelos son más pobres en nutrientes en comparación a zonas planas (Mostacedo, 2000). En el caso de los encinos, el intervalo de pendiente ideal o de mayor asentamiento varía entre 10°- 15° y el de menor tolerancia, entre 20°-45°, considerando a estas, pendientes fuertes o muy fuertemente inclinadas. (Cotler, 2003), lo que determinaría que en el área de estudio al tener pendientes muy pronunciadas solo cierto tipo de especies tolerantes de encinos, serán dominantes por la falta de nutrientes. Además se debe considerar que al ser barrancos, el borde externo, es la zona con menor pendiente coincidiendo con la mayor diversidad de especies y altura de los organismos, por lo que el mayor grado de pendiente se encuentra en el área núcleo, donde la altura es menor en todos los organismos.

En general la vegetación del área de estudio, a partir de esta información y de la clasificación realizada por (García- Sánchez, 2015) puede clasificarse en estos grandes grupos:

Pastizal secundario, chaparral con pastizal, cultivo de temporal, Bosque de encino con las especies más características: *Q. castanea*, *Q. obtusata*, *Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. mexicana*, *Q. laeta*, asociados con el estrato herbáceo representado por las familias: *Compositae*, *Gramíneae*, *Leguminosae*, *Labiatae*, *Eupharbiacea*, *Rosacea*, *Rubiaceae* y *Cyperaceae*, que son comunes en los bosques templados (Rzedowski, 2006; 2010). Además de presentar en el límite superior de transición bosque de coníferas y/o bosque mixto de coníferas- Latifoliadas (Fig.21).

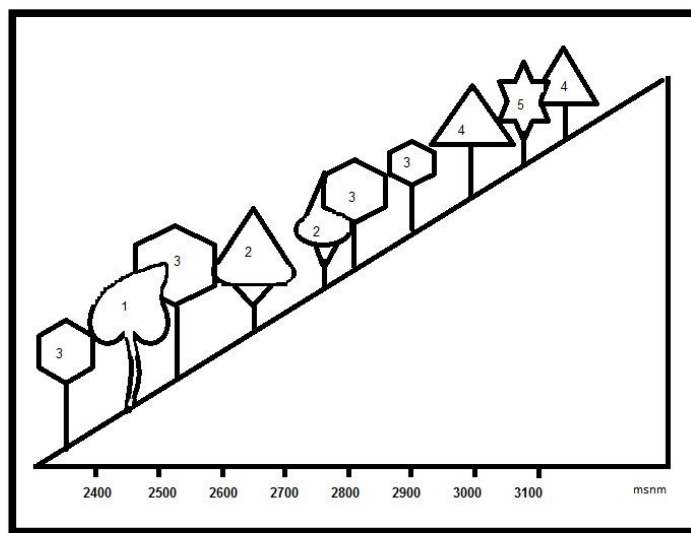


Fig.21. Perfil esquemático de la distribución por altitud y asociación de las especies que se encuentran dentro del bosque templado de encino de la Cuenca del Río Cuautitlán, Estado de México; 1. *Juniperus* sp., 2. *Arbutus xalapensis*, 3. *Quercus* sp., 4. *Pinus* sp., 5. *Abies* sp.

La presencia en el borde externo de las especies del género *Quercus*, combinadas con especies pertenecientes a las familias: *Asteraceae*, *Polygalaceae*, *Rosaceae* y *Solanaceae*, hacen que la vegetación de los bordes del bosque sea normal al presentar a dos familia: *Rosaceae* y *Solanaceae*, características del

sotobosque de los encinares, (Premoli, et al., 2011; Rzedowski, 2006; Rzedowski et al., 2005) sugiriendo, que las herbáceas y arbustos son propias del bosque de encino, y que no existen especies no propias o invasoras, que afecten los nichos. Lo anterior permite suponer que hasta el momento el bosque, a pesar de la fragmentación, ha tenido condiciones microclimáticas adecuadas para su establecimiento y que la influencia de la cobertura de herbáceas y arbustos sobre los encinos no es negativa ni competitiva, (Rodríguez-Trejo et al., 2003) como se podría esperar en este tipo de procesos (fragmentación y efecto borde) sino todo lo contrario. Como se mostrará en el capítulo 3 “regeneración de los encinos”.

Conclusiones

1. Los fragmentos varían ampliamente en tamaño, forma y conectividad, siendo el fragmento uno el menos conservado y el fragmento dos el más conservado.
2. El borde externo tiene una amplitud de 50 m y el borde interior tiene una profundidad de 10 m.
3. La composición de la vegetación en el borde es representativa del bosque templado de encino, al estar conformada por el género *Quercus*, y las familias: *Asteraceae*, *Polygalaceae*, *Rosaceae* y *Solanaceae*.
4. Los bordes externos tienen mayor diversidad y menor probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie, haciendo que el efecto borde tenga un efecto positivo en los bordes, al tener una gran riqueza de especies.
5. En el área núcleo las condiciones de estructura y abundancia son más bajas que en el borde externo, corroborando que la abundancia decrece con la distancia al borde, efecto borde negativo.

Referencias

- Anzola, R., Monedero, C y Vivas, A., 2001. Aplicación del enfoque geoecológico en la interpretación de la estructura del paisaje vegetal. Caso de estudio". En Geofaceta cuenca del Río Naiguatá Ecotropicos 14 (1): 31-44.
- Armenteras, D. 2005. Análisis preliminar de patrones del paisaje en paisajes rurales granaderos. En programa de Biología de la conservación, Unidad de Sistemas de Información Geográfica UNISIG. Bogotá. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Camacho-Rico, F., Trejo, I. Bonfil, C. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la Barranca del Río Tembembe, Morelos, México. Boletín Sociedad Botánica de México. Sociedad Botánica de México, A.C. Distrito Federal, México: 17-31.
- Collins, R.J., Carson, W.P. 2004. The effects of environment and life stage on *Quercus* abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? *Forest Ecology and Management* 201: 241–258
- Cotler E. 2003. Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña. En: Sánchez, O., Vega E. Peters E. y Monroy–Vilchis. Eds. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. Instituto Nacional de Ecología. México: 153–171.
- Etter A. 1991. *Introducción a la Ecología del Paisaje: Un marco de integración para los levantamientos rurales*. Instituto GeoFig. Agustín Codazzi, IGAC, Bogotá, Colombia.
- García-Sánchez, L. 2015. Aplicación de indicadores ambientales para valorar el potencial turístico del paisaje en la cuenca del río Cuautitlán, Estado de México. Tesis de maestría. Instituto de geografía, UNAM.
- Gehlhausen, S.M., Schwartz, M., Augspurger, C. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed- mesophytic forest fragments. *Plant Ecology* 147: 21–35.
- Kouba, Y., Aldos, C.L., Bueno, C.G. 2011. Effects of abiotic and anthropogenic factors on the spatial distribution of *Quercus faginea* in the Spanish Central Pyrenees. *Plant Ecology* 212: 99-1007.
- Laurance, W.F., Ferreira, J. Rankin de Merona, Laurance, S.G. 1997. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities, *Ecology*. 79 (6): 2032–2040.
- López-Barrera F, Manson R. H, González. E. M, Newton A.C. 2006. Effects of the type of montane forest edge on oak seedling establishment along forest-edge-exterior gradients. *Forest Ecology and Management* 225: 234-244.
- López-Barrera F, Newton A. 2005. Edge type effect on germination of oak tree species in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 217: 67-79.
- López, B. 2004. Estructura y función en bordes de bosque. en *Ecosistemas* [En línea] 13(1):67-77. Enero. Asociación española de Ecología terrestre Institute of Atmosphere and Environmental Science, University of Edinburgh, Darwin Building, disponible en: revistaecosistemas.net/index.php/.../549. [Accesado el 8 de marzo de 2013]
- Lovejoy, T.E., Bjerregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S. Jr, Powell, A.H., Powell, G.V.N., Shubart, H.O.R., & Hays, M.B. 1984. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments, in: Soule, M. (Ed.) *Conservation Biology; the science of scarcity and diversity*: 251–285
- Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey. R. U: 179.

- Matteucci, S.D.1998. La cuantificación de la estructura del paisaje. En S.D. Matteucci y G.D. Buzai (Eds.) *Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial*. EUDEBA: 271-291.
- McGarigal, K.,Cushman, A y Neel M. 2002. "Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps" [En línea] Computer software program produced by the authors the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats.html [Accesado el 4 de febrero de 2013]
- McGarigal, K.,Cushman, A y Neel M. 2015. "Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps" [En línea] Computer software program produced by the authors the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats.html [Accesado noviembre 2015]
- Melic, A. 1993. Biodiversidad y riqueza biológica. Paradojas y problemas. *Zapateri Rev. Aragón*. 3:97-103.
- Monedero, C. 1996. Esquema operativo de evaluación ecológica empleando la vegetación como componente ambiental clave con referencia especial al caso Venezolano. En *Interciencia*. 21(4): 208-215.
- Mostacedo, Bonifacio; Fredericksen, Todd S. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia.
- Murcia, C.1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation." En Elsevier Science. *TREE*.10 (2)
- Premoli, A., Suoto, C., Trujillo, S., del Castillo, R., Quiroga, P., Kitzberger, T., Gomez, A., Arbetman, M., Malizia, L., Grau, A., Rivera, R., Newton, A. 2011. Impact of forest fragmentation and degradation on patterns of Genetic variation and its implication for forest restoration. En Newton, A., Tejedor, N. 2011. *Principles and Practice of Forest Landscape Restoration: Case studies from the drylands of Latin America*. Gland, Switzerland: IUCN.26:383
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/Software> R, 2014.
- Rodríguez-Trejo, A.D., Duryea, M.L., White, T.L., English, J.R., Mc Guire, J. 2003. Artificially regenerating longleaf pine in canopy gaps: initial survival and growth during a year of drought. *Forest Ecology and Management*, 180:25-36.
- Rodrigues, E.1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. Harvard UniversityCambridge, Massachusetts.
- Rudas, G., Armenteras, D., Rodríguez, N., Morales, M., Delgado, C. & Sarmiento, A. 2007. Biodiversidad y Actividad humana: relaciones en ecosistemas de Bosque Subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 128
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. En *CONABIO* [En línea]. 1ra. Edición digital, México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/institucion/centrodoc/doctos/librosdigitales/VegetaciondeMexico/Portadaypaglegales.pdf>. [Accesado el 31 de marzo de 2013]
- Rzedowski, G., Rzedowski, J., et al. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro- Michoacán: 1406.
- Santiago, A., Jardel, E., Cueva, R y Francisco, H., (2009) "Vegetación de bordes en un Bosque Mesófilo de Montaña del Occidente de México". En *Bol. Soc. Bot. México*, pp. 31-49.

- Sarlöv, H.I., (2001) Approaches to Forest Edges as Dynamic Structures and Functional Concepts, *Landscape Research*, 26:1, 27-43.
- Solon, J., (2005) Incorporating geographical (biophysical) principles in studies of landscape systems en Wiens & Moss. (comp.), *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge studies in Landscape Ecology.
- Turner M.G., Gardner R.H y O'Neill R.V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer-Verlag New York, Inc. United States of America: 401.
- Urban, D. (2003). "Landscape Ecology"[En línea], ENV 214. Disponible en: <http://www.nicholas.duke.edu/landscape/classes/env214/env214.html> [Accesado el 30 de marzo de 2013]
- Valverde, T., Meave, J.A., Carabias, J., Cano-Santana, Z. 2005. Organización de los seres vivos de especies diferentes . *Ecología y medio ambiente*. Pearson. México. P. 99
- Weltzin and G. R. McPherson. 2003. Changing Precipitation Regimes and Terrestrial Ecosystems: a North American Perspective, ed. J. F. Tucson, AZ: University of Arizona Press: 47–71.
- Zonneveld, I. S. 1982. Principles of indication of environment through vegetation. En *Monitoring of Air Pollutants by Plants: Methods and Problems*, ed. L. Steubing and H. -J. Jager. The Hague: Junk: 3–17

Capítulo III El efecto borde en la regeneración de brinzales de *Quercus spp.*

3.1 Marco Teórico

3.1.1 Las perturbaciones y sus consecuencias en la vegetación.

Los ecosistemas son considerados como sistemas complejos, abiertos, autocatalíticos, con una dinámica no lineal, y que pueden presentar diferentes estados transitorios o estables (Botkin 1990, Holling et al. 1995). Estas propiedades enfatizan su apertura y contingencia histórica (McDonnell et al., 1993), así como la importancia de su interrelación con los sistemas sociales (Costanza et al. 1993) al tiempo que explican la existencia de perturbaciones en los patrones espaciales y temporales de la composición, estructura, dinámica y funcionamiento del ecosistema (Bormann et al., 1979).

Las perturbaciones sean naturales o inducidas por el humano- pueden ser caracterizadas en términos de su: distribución espacial, área o tamaño, intensidad, severidad, frecuencia, tasa de retorno, período de rotación y sinergismo (interacción con otros factores de perturbación). Su influencia en los ecosistemas forestales es un aspecto fundamental para comprender los patrones y procesos ecológicos, debido a que las perturbaciones pueden estimular la sucesión y regeneración de la vegetación (Pickett et al., 1985).

Un caso que ha cobrado gran interés a nivel global se refiere a la pérdida y subdivisión del bosque por el cambio de uso de suelo, situación que con frecuencia limita las características demográficas y genéticas de la vegetación, como son: la longevidad, nutrición, hábitat, dispersión, variabilidad y prevalencia (Laurence, et al., 1991; Tilman et al., 1994), todas las cuales al ser modificadas ocasionan alteraciones en los parámetros de nacimiento, mortalidad y crecimiento de las poblaciones naturales.

Las perturbaciones inducidas por el humano en los ecosistemas forestales tropicales y templados, registran distintos grados de impacto, por ejemplo, los bosques templados al tener grandes masas estructurales (biomasa en pie), y bajas tasas metabólicas los hacen más resistentes a las perturbaciones (Webster et al., 1979), sin embargo la capacidad de respuesta (resiliencia y resistencia) de cada bosque depende de las características intrínsecas del ecosistema, de la intensidad, duración y tamaño de la perturbación.

En los bosques templados los primeros cambios posteriores a la fragmentación afectan la mortalidad y el crecimiento de los individuos previamente establecidos, así como el reclutamiento de nuevos individuos. Este decremento de abundancia de adultos y plántulas puede ser por la pérdida de biomasa en sitios que están en proceso de regeneración, lo que compromete la existencia del bosque (Laurance et al, 1997; Benítez et al., 2003).

Además de los disturbios directos ocasionados por la fragmentación inducida, el efecto borde, genera la acumulación en el borde de contaminantes y nutrimentos provenientes de las zonas agrícolas y urbanas aledañas, ya que los bordes funcionan como membranas permeables que permiten el flujo de energía y materia entre el hábitat exterior- hábitat interior, modificando los procesos ecológicos (Saunders et al., 1991). Algunos estudios reportan que ciertas perturbaciones del bosque pueden favorecer la presencia de plántulas de determinadas especies de encinos, siempre y cuando no haya otras plantas más tolerantes, abundantes o competitivas (Ramírez, 2003). Por otro lado, estas perturbaciones pueden transformar completamente el ecosistema, modificando su capacidad de respuesta.

3.1.2 La fragmentación y el efecto borde en la regeneración de los encinos

La fragmentación del hábitat derivada de la expansión de las áreas urbanas, tiene como resultado una matriz que actúa como un medio inhóspito para la sobrevivencia y movimiento de las especies de plantas y animales nativos (Stamps et al., 1987). Por lo tanto, los bordes de los fragmentos rodeados por áreas de uso urbano y peri-urbano están expuestos a factores bióticos y abióticos

contrastantes que pueden afectar la biodiversidad. Por ejemplo, el área cercana a los bordes al tornarse más seca, luminosa y con una mayor temperatura puede inhibir la germinación de las semillas y reducir el crecimiento de las plántulas en el borde, (Bustamante et al. 2005).

En el bosque de encino como cualquier otro paisaje fragmentado, la magnitud (intensidad) del efecto borde se ve influida por el contraste entre la calidad del hábitat de los fragmentos y de su matriz circundante, la cual se puede observar a partir las características del borde. Entre dichas variables se encuentran la inclinación o gradiente del borde interior y la dimensión o extensión de la zona límite (Gascon et al 2000; Strayer et al 2003; Ewers et al., 2006).

La pendiente del gradiente y la extensión del borde, pueden evaluarse a través de la comunicación de los límites, pudiendo ser: no interactivos o interactivos. El límite no interactivo o "límite matriz" se caracteriza por un cambio gradual (monótona) en el estado del organismo de estudio (por ejemplo, la abundancia de especies) a través del límite (Fig. 1, Línea A). El límite interactivo, también conocido como "ecotono", se caracteriza por condiciones específicas, únicas, y locales de hábitat, lo que resulta en un gradiente no lineal oscilatorio (Duelli et al 1990; Lidicker 1999; Strayer et al., 2003). El tipo de límite puede influir en la abundancia de especies, el reclutamiento o la supervivencia de la vegetación entre las áreas núcleo y borde. (Fig. 1, línea B ; Spector et al., 2003; Kotze et al 2001; Zurita et al. 2012).

El efecto borde en la regeneración de la vegetación puede entenderse como un efecto compuesto de diferentes factores, espacio-temporalmente heterogéneos, que actúan simultáneamente para producir gradientes característicos (Gascon et al 2000; Ries et al 2004; Laurance et al 2007). Estos factores incluyen procesos ambientales que se incrementan o decrecen con la cercanía al borde, incluyendo interacciones interespecíficas (depredación, herbívora, competencia), condiciones ambientales del sitio (suelo, nutrientes, microclima), condiciones de configuración (conectividad, dimensionalidad) y las perturbaciones humanas, (deforestación) que podrían llegar a ser determinantes

para la regeneración en paisajes fragmentados (Catovsky et al., 2002; Ramirez, 2003; Strayer et al 2003).

3.1.3 La estadística bayesiana en la no linealidad del efecto borde en la regeneración de encinos

La mayoría de las investigaciones del efecto borde, tanto en bosques templados como tropicales, con enfoques de fragmentación y de regeneración, lo describen como un proceso que incrementa o decrece de forma lineal y monotonía, que asume que la pendiente es constante a lo largo de toda la recta, sin ningún punto de quiebre o pendiente del gradiente oscilatorio (Murcia, 1995). Con el tiempo esta idea se ha ido descartando bajo el argumento de que el gradiente borde-interior no es producto de un solo factor o de una simple intersección de factores que determinan la pendiente, sino la pendiente, nos indica cuanto aumenta la variable Y (regeneración) por cada aumento de la variable X (distancia al borde) al obtener estimaciones de coeficientes a partir de una muestra de observaciones sobre las variables (Modelos de Regresión Lineal).

El efecto borde en la regeneración es un ecotono interactivo que se caracteriza por un gradiente no lineal, ni gradual, al contrario es oscilatorio (Duelli et al 1990; Lidicker 1999; Strayer et al., 2003) al inferir las variables que causan este punto de quiebre y la manera en la que afectan a la regeneración. Por ejemplo, si se tienen dos variables: regeneración de encinos y distancia al borde, se puede obtener la probabilidad condicional de la regeneración dada la distancia al borde. Siendo así, el axioma de la inferencia bayesiana: si se tienen dos sucesos A y B (sucesos posibles, con probabilidad nula) la probabilidad condicional de A dado B, se define como:

$$P(A|B) = P(A \cap B) / P(B) \text{ ó } P(B|A) = P(A \cap B) / P(A)$$

En donde: "P" expresa la probabilidad, "A" es la regeneración y su conocimiento previo de sus limitantes naturales e inducidos, así como el conocimiento a priori de las variables de la vegetación (estructura y composición) más afectadas por el efecto borde en un área de estudio aleatorio. "B" es el efecto

borde y su probabilidad a posteriori, conformada a partir de dos componentes: una que con frecuencia se delimita subjetivamente, conocida como “probabilidad a priori”, y otra objetiva, la llamada verosimilitud, basada exclusivamente en los datos (Carlin et al., 2000).

La construcción de modelos de regeneración por medio de la inferencia bayesiana es una alternativa adecuada para cuantificar la probabilidad de los individuos en muestras aleatorias, a partir de una probabilidad condicionada y un conocimiento a priori, omitiendo la frecuencia relativa de la estadística clásica, que estudia la influencia de las diferentes variables explicativas en la variable respuesta. El hecho que un brinzal no se encuentre en el tiempo del muestreo no quiere decir que no exista en el área o que no participe en el proceso de regeneración. En cambio, siempre existe la probabilidad de que el brinzal haya quedado fuera de la parcela o de que se encuentre en una forma latente diferente, por lo que sería un error descartar su ocurrencia en el sitio.

Objetivo: Evaluar el efecto borde en la ocurrencia de brinzales de *Quercus spp.* antes y después del punto de quiebre de la distancia al borde.

Hipótesis

- a) El nivel de regeneración de encinos decrece no linealmente con la distancia al borde, donde las condiciones microclimáticas y bióticas (herbívora y competencia) son más homogéneas.

- b) El efecto borde inhibirá la ocurrencia de los individuos de regeneración a partir de una competencia entre estratos del bosque.

Planteamiento del problema

La cercanía del bosque templado de la Sierra de Monte Alto al área urbana más importante de México, el AUCM, ha provocado constantes perturbaciones

antropogénicas, relacionadas con el cambio de uso de suelo, que pasó de cultivos agrícolas a viviendas rurales y luego a la urbanización de extensas superficies en la base del piedemonte serrano (Toledo et al., 1989, 1985). Estas transformaciones en la configuración del bosque exponen a los elementos que conforman el ecosistema a alteraciones en sus procesos y funciones.

Este cambio espacial puede generar límites interactivos o no interactivos, sin embargo, el rápido crecimiento urbano del sitio, ha fomentado la creación de ecotonos, desproporcionando la abundancia de especies, la regeneración y la supervivencia de la vegetación entre las áreas núcleo y borde de los fragmentos.

Los cambios y desproporciones de elementos, procesos y funciones en los fragmentos, pueden tener efectos positivos en ciertos organismos, como pueden ser las plántulas de herbáceas y los organismos más tolerantes, pero también pueden ser negativas, al debilitar y sobrepasar el umbral de tolerancia del ecosistema, limitando su capacidad de resiliencia y ocasionando la pérdida del hábitat y de especies asociadas, dando como resultado una crisis de biodiversidad y pérdida del valor escénico y paisajístico.

El estudio del proceso de regeneración es de gran importancia para conocer si se ha sobrepasado el umbral de tolerancia de las diferentes especies de *Quercus spp.*, alterando el reclutamiento de nuevos individuos que conforman el dosel y deteniendo el proceso de sucesión natural o inducida. Los resultados pueden ser de gran interés para la toma de decisiones por parte de los diferentes actores con fines de realizar un manejo forestal de restauración y/o conservación del paisaje.

3.2 Metodología

3.2.1 Censo de individuos de regeneración

Se consideró a los bloques de la estructura y composición como parcelas para cuantificar la regeneración de todas las especies de *Quercus* a través del conteo

de brinzales (estado más posterior de plántula) dentro de cada parcela. Un individuo de encino fue caracterizado como brinzal considerando un límite inferior de 1 m de altura y un límite superior de 5 m de altura y/o >10 cm DAP (diámetro a la altura del pecho, i.e., 1.3 m). Esta distinción de brinzales fue basada en el rango de tamaño sugerida por Jiménez et al. (1988). Se trazaron por cada de los cinco fragmentos 3 ó 5 transectos perpendiculares con dirección borde-interior de 50 a 150 m, en donde se realizaron de 5 a 16 parcelas (bloques) con un total de 167 parcelas en 18 transectos dentro de los 5 fragmentos (Tabla 28). Se utilizaron las variables estructurales y composicionales (Tabla 29): HERB, la altura arbórea (TH), altura arbustos (SH), cobertura arbórea (CC) y arbustiva (CS).

Nota: Para mayor detalle de la metodología en la obtención de las variables de composición y estructura de la vegetación que se utilizaron en este apartado, ir a capítulo II.

3.2.2 Modelos bayesianos aplicados al estudio del efecto borde en la regeneración de encinos: modelo lineal y modelo cero inflado de Poisson.

Con base en las consideraciones anteriores, nos dirigimos a la condición interactiva de los límites del fragmento mediante la combinación de un diseño de muestreo basado en el gradiente y en la estimación de residuales, la regresión bayesiana segmentada por parejas y el modelo de Poisson inflado por ceros. Las principales ventajas del método propuesto son: 1) Se incorpora el efecto directo de los factores ambientales sobre la regeneración, después de estar controlados por el efecto indirecto de la distancia al borde. 2) Se considera la distribución espacial de los brinzales con los sitios donde las condiciones micro-ambientales estimulan su crecimiento. 3) Proporciona una base para la comparación entre los modelos que representan los gradientes suaves y abruptos (bordes no interactivos e interactivos, respectivamente. 4) Se especifica un umbral como parámetro ecológico (τ) que cuantifica la extensión espacial del inicio del ecotono en el gradiente.

En el modelo lineal mixto (MLM), se incorporan las variables del hábitat asociadas con la distancia al borde, estas variables son consideradas como dependientes; la distancia al borde como efecto fijo; los fragmentos, transectos y parcelas son los efectos aleatorios. Posteriormente los residuos de esta regresión fueron las covariables independientes en los modelos ZIP (Zero Inflated Poisson), que evaluaron la regeneración con respecto a la no linealidad del efecto borde. Estos modelos ZIP se utilizaron para estimar el efecto no lineal de la distancia del borde.

Debido a la distribución agregada de la regeneración, muchas parcelas no presentaban individuos de regeneración mientras que unos pocos tenían un alto número de brinzales, por lo que se cuantificó de manera separada la probabilidad de ocurrencia (abundancia de cada individuo por parcela), corrigiendo así los datos sobre-dispersos tal y como lo indica Zuur et al. (2009). El modelo incluyó dos ecuaciones: una regresión exponencial para calcular la abundancia de brinzales en cada parcela "i" (teniendo en cuenta la abundancia como una variable latente con distribución de Poisson) y una regresión logística para estimar la presencia / ausencia de brinzales por parcela (suponiendo una distribución binomial de la presencia / ausencia). Además a causa del bajo número de individuos de regeneración por especie y la alta complejidad de los modelos ZIP, se tuvo que seleccionar las especies más ocurrentes.

La no linealidad de la regeneración en relación con la distancia desde el borde se incluyó en los modelos ZIP por una regresión segmentada basada en Jones et al (2011), el cual considera un "umbral de distancia" (t) para el efecto borde; es decir, la distancia medida desde el borde hacia el interior, es medida por el coeficiente del modelo (véase la ecuación a continuación) - aumentando o disminuyendo (según el caso). La abundancia en cada parcela (λ_i) se calculó como:

$$\log(\lambda_i) = \beta_0 + \beta_1(x_i < t) + \beta_2(t \geq x_i) + \sum_{k=1}^{k=n} \beta_k X_{k,i} + \varepsilon_i$$

donde β_0 es una intersección, y β_1 es un coeficiente para el efecto de borde entre el borde del fragmento $x_{i=0}$, mientras β_2 es un coeficiente para el efecto de borde entre t y la distancia máxima del transecto, $\max(x_i)$. Las funciones $(x_i < t)$ y $(t \leq x_i)$, calculan las distancias al borde antes y después del umbral, respectivamente. Los coeficientes β_k representan el efecto de las variables del hábitat, mientras que ε_i es un término de error espacial asociada con el muestreo. Los efectos aleatorios del fragmento y el transecto se incluyeron en la regresión logística de los modelos ZIP. Por último se utilizó el criterio de desviación (DIC) para elegir el mejor modelo, basado en su valor (el menor) y parsimonia.

Finalmente para medir el efecto borde de manera individual en las especies de *Quercus* más ocurrentes, se volvió a utilizar el modelo ZIP, pero simplificado, ya que la distancia hasta el borde se incluyó como un factor de dos niveles para cada tipo de hábitat (borde o interior), en donde se midieron los cambios en la abundancia de brinzales con relación al borde de la especie dominante (especies con abundancia relativa > 15%). Para este análisis se consideró al "hábitat de borde," al hábitat que comprende todas las parcelas que están entre el borde y el umbral de distancia, $x_i < t$; y "hábitat interior", aquel que incluye todas las parcelas que se encuentran entre el umbral de la distancia y la distancia máxima del fragmento, $\max(x_i)$, $t \leq x_i$.

3.3 Resultados

3.3.1 Determinación del punto umbral "threshold" del efecto borde en la regeneración y sus variables relacionadas.

De las variables estructurales de la vegetación, solo dos de ellas estuvieron significativamente asociadas con la distancia al borde, incluyendo la cobertura de arbustos del sotobosque y la presencia de herbáceas (Tabla 30). De acuerdo a los coeficientes de los MLMs, ambas variables, la cobertura de arbustos (CS) y la

presencia de herbáceas (HERB), disminuyeron significativamente desde el borde hacia el interior del fragmento (Tabla 30).

En los cinco fragmentos estudiados se detectó la presencia de regeneración de ocho diferentes especies de encinos, incluyendo *Q. crassipes*, *Q. dysophylla*, *Q. laurina*, *Q. laeta*, *Q. castanea* y *Q. obtusata*. De estas especies de encinos, las tres que mostraron la mayor abundancia de brinzales, fueron *Q. laeta*, *Q. castanea* y *Q. obtusata* (Tabla 31). En todos los fragmentos se observó una baja abundancia (<2.61 ind. / parcela) y frecuencia (<34%); en sólo el 34% de las parcelas (n = 57) , de brinzales de las diferentes especies de encino (Tabla 31). También se observó variación entre fragmentos en la abundancia y frecuencia de la regeneración, siendo el fragmento 1 el que registró una mayor frecuencia y abundancia total de brinzales (Tabla 31).

3.3.2 Distribución de las tres especies dominantes de encinos en el hábitat interior y borde.

Los modelos ZIP mostraron que para las tres especies de encinos, la abundancia de brinzales decrece de manera no lineal con la distancia al borde. De acuerdo a los valores de DIC, el modelo de regresión segmentada (i.e., con parámetro umbral t), tuvo un mejor desempeño con un valor de DIC= 292.8 que el modelo nulo (modelo sin parámetros) con valor de DIC= 590 o que el modelo con efecto borde lineal con valor DIC= 505.1 (Tabla 32). El modelo de regresión segmentada mostró un incremento significativo de la abundancia de brinzales en los bloques ubicados a una distancia menor que una distancia umbral ($X < t$) de 10.3 ± 3.8 m (mean \pm SD; Fig. 2A; Tabla 33). Este modelo incluyó un coeficiente para el efecto borde, β_1 , que fue significativamente mayor que cero (1.65 ± 0.5 m) para esta clase de distancia (Fig. 2b). Para las distancias mayores que la distancia umbral ($X \geq t$), la abundancia de brinzales decreció con una pendiente β_2 , un coeficiente que no fue significativamente menor que cero (Fig. 2; Tabla 33).

Cuando se incluyó el efecto de la estructura del hábitat dentro del modelo de regresión segmentada, el ajuste del modelo se incrementó, tal como puede ser observado a través de la reducción de los valores de DIC del modelo (Tabla 32).

Sin embargo, de las variables estructurales de la vegetación, solo la cobertura del dosel (CC) tuvo un efecto significativo de (-0.0098) con la abundancia de encinos aumentando en los bloques con una menor cobertura de dosel (Tabla 33). La diferencia en la abundancia de brinzales entre el hábitat borde y el hábitat interior del fragmento (definido a través de la distancia umbral t) cambió entre las tres especies dominantes de encinos, donde las especies *Q. castanea* y *Q. laeta* no presentaron diferencias significativas en sus abundancias de brinzales entre el hábitat borde y el hábitat interior (Fig. 3). Sin embargo, la abundancia de brinzales de *Q. obtusata* fue significativamente mayor en el hábitat borde ($\lambda = 20.9 \pm 4.4$ ind./parcela) que en el hábitat interior ($\lambda = 3.08 \pm 0.48$ ind./bloque) (Fig. 3).

Atributos	F1	F2	F3	F4	F5	Total
Área del fragmento (ha)	59.69	607.87	140.03	97.58	1120.48	2025.65
Número de transecto (n)	3	3	3	5	4	18
Parcelas (n)	28	26	40	38	35	167
SH (m)	0.47 ± 0.45	0.34 ± 0.54	0.98 ± 0.41	1.34 ± 0.71	1.96 ± 1.28	1.06 ± 0.937
TH (m)	2.51 ± 0.61	7.48 ± 4.36	3.94 ± 4.47	4.33 ± 3.83	6.82 ± 4.11	5.13 ± 4.50
CC(m)	2.77 ± 0.44	5.20 ± 2.75	2.73 ± 2.74	3.84 ± 3.68	5.61 ± 3.68	4.131 ± 3.44
CS (m)	0.62 ± 0.11	0.51 ± 0.90	0.91 ± 0.33	1.55 ± 1.10	2.26 ± 1.55	1.229 ± 1.18
HERB (%)	32.14	30.76	5	2.63	0	70.53

Tabla 28. Atributos de los cinco fragmentos del bosque templado de Encino de la Sierra de Monte Alto, en donde F: fragmentos y TH, SH, CC, CS, HERB, son las abreviaturas de fragmentos y TH, SH, CC, CS, HERB, son las abreviaturas de

Tabla 29. Variables y abreviaturas de la estructura y composición que conforman el hábitat y se encuentran relacionadas con la regeneración.

Variables	Símbolo	Descripción
Tree height	TH	Altura arborea (>10 cm DAP)
Shrub height	SH	Altura de arbustos
Tree canopy cover	CC	Cobertura de arboles
Shrub cover	CS	Cobertura de arbustos
Herbaceous	HERB	Variable binaria, presencia- ausencia del estrato herbáceo

Tabla 30. Coeficientes del modelo para el efecto borde en las cinco variables dependientes del hábitat (ver el texto para detalles).

Variables dependientes	Estimate	SE	T	p
TH	-0.15	0.05	-3.15	<0.001
SH	-0.3	0.24	-1.26	0.210
CC	-0.19	0.06	-3.16	<0.001
CS	-0.16	0.18	-0.87	0.380
HERB	-0.6	0.75	-0.8	0.420

Especies	F1		F2		F3		F4		F5		Total	
	mean \pm SD	(%)	mean \pm SD	(%)	mean \pm SD	(%)	mean \pm SD	(%)	mean \pm SD	(%)	mean \pm SD	(%)
<i>Quercus</i> spp	2.61 \pm 5.27	61	1.08 \pm 2.21	35	1.3 \pm 2.48	35	0.13 \pm 0.34	13	0.37 \pm 0.55	34	1.02 \pm 2.74	34
<i>Q. laeta</i>	0.82 \pm 1.52	39	0.23 \pm 0.51	19	0.45 \pm 1.28	18	0.03 \pm 0.16	3	0.06 \pm 0.24	6	0.3 \pm 0.95	16
<i>Q. castanea</i>	0.46 \pm 0.79	32	0.15 \pm 0.46	12	0.12 \pm 0.4	1	0.05 \pm 0.23	5	0.03 \pm 0.17	3	0.15 \pm 0.46	11
<i>Q. obtusata</i>	0.93 \pm 4.53	11	0 \pm 0	0	0 \pm 0	0	0.05 \pm 0.23	5	0 \pm 0	0	0.17 \pm 1.86	5

Tabla 31. Abundancia (mean \pm SD) y frecuencia (%) de brinzales de las especies dominantes y el total de número de especies registradas en los fragmentos y en todo el área de estudio.

Tabla 32. Modelos ZIP acomodados de acuerdo a su valor Δ DIC donde los coeficientes $\beta(X < t)$ y $\beta(t \leq X)$ representan el efecto borde antes y después, respectivamente del punto de quiebre “t”. y el coeficiente β es el valor de la pendiente del efecto.

Variables	DIC	Δ DIC
$\beta(X < t) + \beta(X \geq t) + CC$	167.0	0.0
$\beta(X < t) + \beta(X \geq t) + TH + SH + CC + CS + HERB$	292.8	125.8
$\beta(X < t) + \beta(X \geq t) + TH + SS + CC$	358.4	191.4
$\beta(X < t) + \beta(X \geq t)$	384.9	217.9
B(X)	505.1	338.1
Null	590.0	423.0

Tabla 33. Media, desviación estándar (SD) y el 95 % de los intervalos de credibilidad bayesiana (BCI) en los parámetros (2.5 % y 97.5 % cuantiles de las distribuciones marginales posteriores) del mejor modelo resaltado en la Tabla 32.

Variables	Mean	SD	BCI	
			2.5%	97.5%
TH	-0.071	0.090	-0.260	0.110
SH	-0.300	0.340	-0.970	0.360
CC	-0.331	0.120	-0.572	-0.098
CS	0.096	0.248	-0.355	0.616
HERB	-0.027	0.174	-0.350	0.329
$\beta(t=X)$	-0.030	0.030	-0.010	0.001
$\beta(X < t)$	0.158	0.056	0.040	0.259
t	10.25	3.81	5.25	14.91

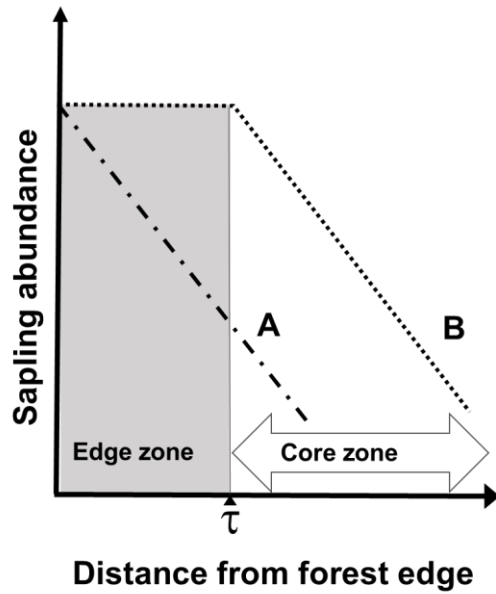


Fig. 1. Abundancia de los brinzales a través de la zona borde y la zona núcleo (hábitat borde y hábitat interior)

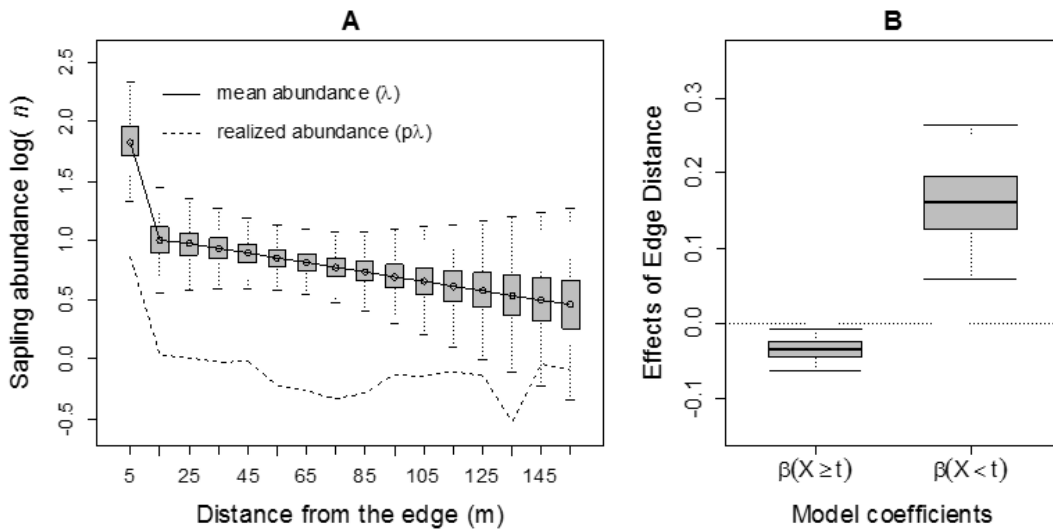


Fig. 2. A) Estimación bayesiana de la abundancia media de brinzales (λ) con un 95% de credibilidad y su relación con la abundancia como una función de distancia al borde ($p\lambda$). B) coeficientes del modelo ZIP que representan el efecto borde con relación a la distancia umbral $t = 10.3$ m.

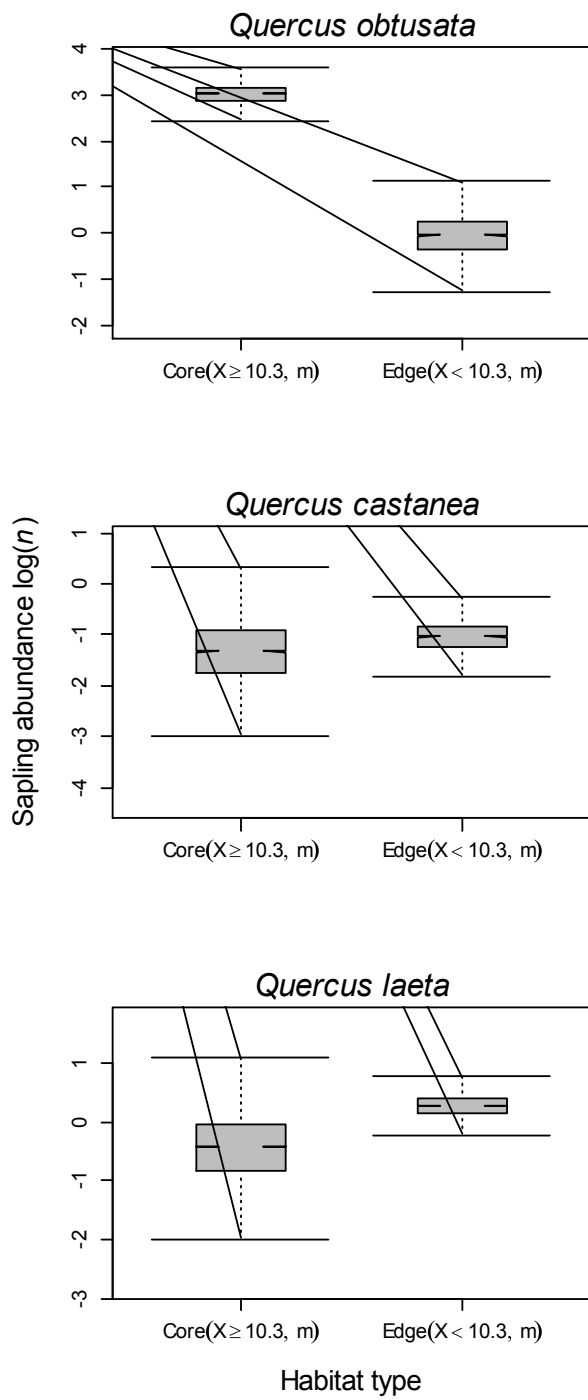


Fig.3 Estimación bayesiana de la abundancia media de brinzales (λ) (95% de credibilidad) de las tres especies dominantes (abundancia relativa > 0.15) en el hábitat interior ($X \geq t$), y borde ($t < X$).

3.4 Discusión

La amplitud del efecto borde y la no-linealidad del gradiente borde interior

Los resultados confirman la idea aceptada de que los bordes son un tipo de frontera que modula los flujos de organismos entre dos hábitats (Lidicker, 1999; Cadenasso et al., 2003), provocando cambios que pueden afectar los patrones ecológicos, pero principalmente los procesos ecológicos (López-Barrera et al., 2007). Nosotros hemos encontrado que los bosques de encino de la periferia de la Ciudad de México presentan un efecto borde que ha sido positivo para la regeneración de las especies de encinos, coincidiendo con otros estudios previos en encinares del sur del país (Ramírez- Marcial, 2003).

Los resultados obtenidos por los modelos ZIP muestran que la distancia al borde no es lineal en relación a la ocurrencia de brinzales de *Quercus* spp.; en cambio se ha determinado la existencia de un “threshold”, a una profundidad de 10 metros al borde, es decir, un borde muy estrecho en relación a la amplitud de los fragmentos. La formación de bordes estrechos puede en este caso tener relación con dos hechos que ya han sido señalados en la teoría:

a) La magnitud de los bordes cambia en función de la característica que se afecta: organismo, material, energía, información o proceso (Cadenasso et al., 2003). Es interesante notar que la respuesta de la regeneración de encinos observada en este caso, afecta un borde más estrecho que el observado para otras variables de la composición y estructura de los bosques templados, donde se han identificado bordes mucho más amplios (≥ 50 m) incluso en el caso de áreas muy cercanas al sitio de estudio (Granados et al., 2014).

b) La existencia de bordes abruptos, fuertes contrastes estructurales entre borde y matriz, como ocurre en el sitio de estudio, donde el contraste entre bosques y cultivos, incrementa la evidencia del efecto borde (Ries et al., 2004; López-Barrera et al., 2007). Es decir, cuando entre los dos tipos de hábitats no existe una interfase con crecimiento de árboles y arbustos, lo que favorecería bordes más graduales -“suaves”- y extensos (Cadenasso et al., 2003). Esta

situación ha sido llamada por otros autores como “matrix effect” (Lidicker, 1999) o “hard edge” (Duelli et al., 1990).

Por otra parte, experiencias en la evaluación del efecto borde sobre la regeneración en bosques templados y tropicales revelan que el concepto "no linealidad" puede ser más la regla que la excepción. Esto se confirma en nuestro estudio, ya que un efecto lineal supondría un incremento gradual de la regeneración desde la matriz externa hacia el borde y el interior de un fragmento, esta situación no ocurre en este caso, donde se presenta un pico en el borde y valores más bajos en el interior y la matriz.

Esta situación es normal considerando que el gradiente borde-interior no es producto de un único factor ambiental que actúa sobre el borde de los fragmentos forestales, sino que puede ser la respuesta a una interacción entre dos o más variables (Murcia, 1995) relativas a situaciones y procesos tanto de carácter biótico y abiótico, que junto con diversas perturbaciones humanas provocan matizaciones del gradiente borde interior.

Principales efectos sobre la regeneración de encinos

Los resultados demuestran que en los bosques del área de estudio el efecto borde ha beneficiado la regeneración de 3 de 9 especies de encinos – *Q. Obtusata*, *Q. castanea* y *Q. laeta* –, las cuales registraron un incremento significativo en la densidad de brinzales en el área de borde, siendo *Q. obtusata* la especie más abundante. Este resultado confirma la idea generalmente aceptada de que las especies tienen distintos requerimientos fisiológicos y por lo tanto, ellas pueden presentar respuestas específicas, tanto positivas como negativas al efecto borde (López- Barrera et al., 2007; Pérez et al., 2013). De esta forma, algunas especies pueden experimentar poca abundancia o no estar presentes cerca de los bordes, mientras que otras tienen una alta densidad o no presentan cambio alguno, afectando en su conjunto la composición florística de los bordes (Palik et al., 1990; Murcia, 1995).

En este caso, una mayor regeneración de dichas especies de encinos puede ser interpretado como una propiedad emergente de los bordes en relación al interior de los fragmentos. De acuerdo con la teoría esta situación puede deberse a que las especies beneficiadas sean especies generalistas con suficiente plasticidad fenotípica para usar los hábitats de borde e interior (López- Barrera et al., 2007).

Hay que considerar además, que esta propiedad puede no actuar sola, sino ser el reflejo de otras propiedades emergentes -positivas, negativas o ambas- que actúan sobre otros organismos. Resulta de interés en este sentido, la posible existencia de un efecto facilitador de la regeneración entre estas especies de encinos, tal y como ha sido encontrado por Dickie et al. (2002) entre *Q. rubra* y *Q. montana*, esta última con fuerte asociación con hongos micorrizógenos.

Causas del incremento de la regeneración de encinos en el borde de los fragmentos de bosque

Se ha reconocido que existe un amplio rango de condiciones y procesos físicos y biológicos que modulan la regeneración de encinos en bosques fragmentados. Entre ellos se encuentran el microclima y las características del suelo (compactación, contenido de materia orgánica y disponibilidad de nutrientes), la depredación, la herbívora, y las relaciones simbióticas con hongos micorrizógenos (Pérez et al., 2013).

Algunos estudios señalan que los cambios en la estructura de la vegetación también son un factor que altera las condiciones ambientales en el área de borde. A este respecto, se ha encontrado que la aparición de propiedades emergentes en bordes tienen una relación directa con las diferencias de talla y de densidad promedio de la vegetación (López-Barrera et al., 2007). Nosotros encontramos que la cobertura de arbustos (CS) disminuye de forma lineal desde el borde hacia el interior del fragmento (modelo MLMs), relacionándose de manera proporcional con la densidad de brinzales de todas las especies de encino.

Es posible que la principal influencia en la cobertura sea la cantidad de luz que penetra al fragmento. Diversos estudios han reconocido que la apertura del dosel puede provocar ambientes altamente luminosos, calurosos y secos que pueden afectar la dispersión y la germinación de las semillas (Kollmann et al., 2002; Pérez et al., 2013) y el establecimiento de las plántulas de encino (Ramírez, 2003).

Sin embargo, los resultados muestran una situación distinta, ya que la apertura del dosel característica de los bordes y de los claros de bosque se relacionó favorablemente con un incremento de la regeneración de encinos, principalmente de encinos blancos (*Q. obtusata* y *Q. laeta*), algunos de los cuales han demostrado tolerar suelos con poca humedad y elevada temperatura (Pascual et al., 2002; Pérez et al., 2013), mucho mejor que los encinos rojos (*Q. Castanea*), para los cuales la falta de cobertura puede tener un efecto negativo al inhibir la germinación y el crecimiento de plántulas y brinzales (Bustamante et al., 2005; Oliver et al., 2005). Otra situación a considerar es que la luminosidad en bordes y claros es moderada, lo que permitiría menores fluctuaciones de humedad que favorecen la concentración de brinzales de *Quercus* (Bonfil et al., 1999).

La literatura señala que el éxito de la regeneración en bordes y claros comparados con el interior del bosque, se debe principalmente a que la disponibilidad de luz asociada a la apertura de dosel incrementa la sobrevivencia de las flores (Pérez et al., 2013), el establecimiento y sobrevivencia de bellotas (López -Barrera et al. 2006) y el crecimiento de las plantas que se establecieron lejos de los individuos adultos y dominantes del dosel (López-Barrera et al., 2007).

Por otra parte, el modelo MLMs mostró una relación negativa entre la distancia al borde y las herbáceas (HERB), lo cual sugiere que ellas pueden ser un factor que inhibe la regeneración de encinos. El problema ha sido reportado en otros trabajos donde se afirma que la invasión de pastos y especies exóticas en áreas de borde incrementa la competencia por recursos como luz, espacio, agua o nutrientes. Esta situación puede afectar procesos como la germinación y provocar

altas tasas de mortalidad entre las plántulas de encino (Guevara et al., 2004; Pérez López et al., 2013).

Sin embargo, los resultados muestran un aumento de brinzales de encino en los bordes de los fragmentos de bosque, lo cual sugiere que la competencia entre hierbas, arbustos y plántulas de encino no compromete la regeneración de éste último. Las hierbas y arbustos del área son organismos benéficos de gran importancia en la sucesión de la vegetación, y su influencia en la regeneración de individuos de encino es positiva, con más certeza en el caso de especies resistentes como *Q. obtusata* (MLMs). Esta situación básicamente observada en trabajo de campo ha sido ya reportada en otros estudios que señalan que algunas especies arbustivas cumplen la función de nodrizas que facilitan el establecimiento de plántulas de encino; esto al proporcionar condiciones microclimáticas adecuadas y nutrientes derivados de relaciones de simbiosis o de comensalismo - *Lupinus elegans* tiene simbiosis con bacterias para adquirir nitrógeno atmosférico (Blanco-García et al., 2011; Pérez et al., 2013)-, así como servir de barrera física ante especies invasoras, viento, cambios fluctuantes de temperatura y desecación (Rodríguez-Trejo et al. 2003).

Influencia de la perturbación del hábitat

La tala y la introducción de ganado en el interior de los fragmentos de bosque, así como la fertilización de zonas de cultivo aledañas son formas de perturbación comunes en áreas rurales del centro de México (Toledo et al., 1989; García-Romero, 2002), las cuales han sido señaladas por su notable impacto sobre la regeneración en bosques templados (López et al., 2013). Sin embargo, algunos estudios reportan que la perturbación puede favorecer las plántulas de algunas especies de encinos, siempre y cuando no haya otras plantas más tolerantes, abundantes o competitivas (Ramírez, 2003; López et al., 2013). Esta situación parece tener una relación con la presencia de *Q. castanea*, ya que los encinos rojos producen gran cantidad de semillas, lo que les permite inhibir a sus competidores y les confiere alta tolerancia a la perturbación (Buckley et al., 1998).

Asimismo, en el área de estudio los bordes son de tipo abrupto y tienen cercanía con pastizales, situación que ha sido señalada como favorable para la germinación y crecimiento de las plántulas (Crow, 1988; Borchert et al., 1989), comparada con la matriz o el dosel cerrado donde las relaciones intraespecíficas y los altos niveles de depredación pueden reducir la regeneración (Howe et al., 1985).

Experimentos vs. Mediciones en campo

Los trabajos de López- Barrera et al. (2007) y otros posteriores describen los "gradientes experimentales" en la regeneración de *Quercus*. López- Barrera evalúa gradientes de 0 a 60 m del borde y hace notar que el efecto borde sobre la regeneración solo se detecta cuando se evalúa a través de un experimento más bien que a través de mediciones de campo (como en nuestro estudio). Estos autores argumentan que existirían una serie de covariables externas (eg. microclimáticas o herbívora) que contribuyen a explicar la regeneración.

Si bien es cierta la existencia de otros procesos relacionados con la perturbación que pueden matizar el efecto de borde sobre la regeneración de encinos, la metodología de muestreo y la estadística desarrollada en el estudio permitieron delimitar de una manera más exacta el límite entre las áreas de borde e interior. Debido a:

a) Se evaluó la regeneración más allá de los 60 m del borde, dando la oportunidad de incluir zonas distantes del borde y comparar la ocurrencia de los brinzales entre la matriz y el borde.

b) La regeneración del bosque es un proceso que se comporta de manera estocástica, es decir, los cambios que ocurren en su estado están determinados por las acciones predecibles del proceso (dispersión), como por elementos aleatorios, (dinámica de la población), se pudo diseñar un modelo estadístico de probabilidad condicional a priori, basado en el conocimiento e historia de los

procesos ecológicos y del área de estudio, para determinar los gradientes discretos de la regeneración ante el efecto borde.

c) El análisis del efecto borde en la vegetación se enfocó en la estructura (área del dosel y altura) y composición (árboles y arbustos) del bosque más que en factores ambientales como la temperatura, radiación, entre otras variables de uso común en el estudio del efecto borde.

Conclusiones

1. La influencia del efectos borde en la regeneración de encinos no es lineal, existe un punto de quiebre, a una distancia de 10 m en el borde interior del gradiente. Esto es más estrecha que la anchura encontrado con otras variables estructurales y de composición del bosque templado, donde se han registrado bordes de ≥ 50 m.
2. La respuesta de la regeneración ante el efecto borde depende de los atributos de cada especie. En el presente estudio el efecto borde beneficia la ocurrencia de brinzales de tres especies de encinos: *Q. obtusata*, *Q. castanea* y *Q. laeta*, siendo la primera la más abundante.
3. La regeneración está relacionada con el dosel. A menor cobertura de dosel en el borde mayor individuos de regeneración, que suelen competir con los arbustos y herbáceas. Sin embargo en este estudio se demostró que no hay competencia y que los arbustos podrían ser incluso nodrizas. (Modelo ZIP). Además se encontró una relación decreciente que tiene la cobertura de arbustos y la presencia de herbáceas con la distancia al borde, “efecto borde” (modelo MLMs), es decir ambas variables, (CS) y (HERB), disminuyeron significativamente desde el borde hacia el interior del fragmento.
4. Los fragmentos de bosque de encino tienen bordes de tipo interactivo; esto es relevante en cualquier planificación del paisaje basado en la gestión de la zona de borde en los fragmentos de bosque, ya que representan un punto de partida para la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados.

Conclusiones Generales

1. La influencia del efecto borde en el análisis de la estructura y composición del bosque tiene una distancia de 50 m, mientras que en el proceso de regeneración, el efecto borde tiene un gradiente no lineal oscilatorio a una distancia de 10 m.
2. Los fragmentos del bosque de encino presentan bordes interactivos y variaciones en su tamaño, forma y conectividad, siendo el fragmento uno el menos conservado y el fragmento dos el más conservado.
3. El efecto borde en el bosque de encino tiene una influencia positiva en los bordes al aumentar la riqueza de especies y una influencia negativa en la abundancia de especies a través del borde al núcleo.
4. La influencia de la fragmentación y el efecto borde en la composición como en el patrón espacial del fragmento no determinan una disminución de la abundancia y regeneración de los encinares, sin embargo, su conservación a largo plazo no está asegurada, si las perturbaciones sobrepasan el umbral de tolerancia del bosque.

Referencias

- Benítez-M., Martínez, M. 2003. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica* 35:530–541.
- Blanco-García, A., Sáenz-Romero, C., Martorell, C., Alvarado-Sosa, P., Lindig Cisneros, R. 2011. Nurse plants and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecological Engineering*, 37: 994-998.
- Bonfil, C., Soberón, J. 1999. *Quercus rugosa* Seedling Dynamics in Relation to Its Re-Introduction in a Disturbed Mexican Landscape. *Applied Vegetation Science*, 2(2), 189–200. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/1478982>
- Borchert, M.I., Davis, F.W., Oyler, L.D., 1989. Interactions of factors affecting seedling recruitment of blue oak (*Quercus douglasii*) in California. *Ecology*, 70: 390-404.
- Bormann, F., Likens, G. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag. New York.
- Botkin, D.B. 1990. Discordant harmonies: A new ecology for the twenty-first century. Oxford University Press, Nueva York.
- Buckley, D.S., Sharik, T.L., Isebrands, J.G. 1998. Regeneration of northern red oak: positive and negative effects of a competitor removal. *Ecology*, 79: 65-78.
- Bustamante, R.O., Simonetti, J.A, Grez, A.A., San Martín, J. 2005. Fragmentation and dynamics of Maule forest regeneration: diagnosis of current situation and future prospects. In: Smith C, Armesto JJ, Valdovinos C (eds) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa*. Editorial Universitaria. Santiago: 529–553.
- Cadenasso ML, Pickett STA, Weathers KC, Jones CG 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*, 53/8: 750-759.
- Carlin, B., Louis T. 2000. Bayes and empirical Bayes methods for data analysis. 2 Chapman & Hall/CRC. New York.

- Catovsky S, Bazzaz FA. 2002. Nitrogen availability influences regeneration of temperate tree species in the understory seedling bank. *Ecological Applications* 12: 1056-1070.
- Costanza, R., Wainger, L., Folke, C., Muller, K. 1993. Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature. *BioScience* 43:545-555.
- Crow, T.R., 1988. Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of northern red oak (*Quercus rubra*) a review. *Forest Science*, 34:19-40.
- Dickie, I., Koide, R., Steiner, K. 2002. Influences of established trees on mycorrhizas, nutrition, and growth of *Quercus rubra* seedlings. *Ecological Monographs* 72: 505–521.
- Duelli, P., Studer, M., Marchand, I. and Jakob, S. (1990) Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54, 193–207.
- Ewers, R.M., and R.K. Didham. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43:527–536.
- García-Romero. 1998. "Geoecología del paisaje vegetal en el occidente de la ciudad de México". En *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 18: 115-137
- García-Romero A. 2002. An evaluation of forest deterioration in the disturbed mountains of western Mexico City. *Mountain Research and Development*. 22/3: 270-277.
- Gascon C., Williamson G.B. and Fonseca G.A.B.da. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358
- Granados C, Serrano D, García-Romero A. 2014. Efecto de borde en la composición y estructura de los bosques templados. Sierra de Monte-alto, centro de México. *Caldasia*, 36/2: 269-287.
- Guevara S, Laborde J, Sánchez-Ríos G. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica*, 36: 99-108.

- Howe, H.F., Schupp, E.W., Westley, L.C., 1985. Early consequences of seed dispersal for a Neotropical tree (*Virola surinamensis*). *Ecology*, 66: 781–791.
- Jimenez, W; Chaverri p., Miranda C. 1988. Aproximaciones silviculturales al manejo de un robledal (*Quercus* spp.) en San Gerardo de Dota, Costa Rica. En Plan de acción forestal tropical para América central bibliografía comisión centroamericana de ambiente y desarrollo. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza- CATIE, programa de producción y desarrollo agropecuario sostenido. Información y documentación forestal para América Tropical- INFORAT Turrialba, Costa Rica, 1991
- Jones, J., Kroll, A., Giovanini, J., Duke, S., Betts, M. 2011. Estimating thresholds in occupancy when species detection is imperfect. *Ecology* 12: 2299-2309.
- Kollmann, J. and Buschor, M. (2002) Edge effects on seed predation by rodents in deciduous forests of northern Switzerland. *Plant Ecology* 164, 249–261.
- Kotze DJ & Samways MJ 2001. No general edge effects for invertebrates at Afromontane forest/grassland ecotones. *Biodiversity and Conservation* 10, 443-466.
- Laurance, W.F., Nascimento, H., Laurance, S., Andrade, A. Ewers, R. et al. 2007 Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLOS One* 2: e107.
- Laurence, W. F., Delamónica, P., Laurance, S., Vasconcelos, H., Lovejoy, T. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404:836.
- Laurence, W.F., Laurance, S., Ferrerira, L., Rankin de Merona, J. Gascon, C., Lovejoy, T. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 117-118.
- Laurance, W. F., Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *BioL Conserv* 55: 77-92.
- Lidicker, W. Z. J. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14: 333-343.
- López-Barrera F, Armesto JJ, Williams-Linera G, Smith-Ramírez C, Manson RH. 2007. Fragmentation and edge effects on plant-animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: (Newton AC, ed.) *Biodiversity loss and conservation in*

- fragmented forest landscapes: The forests of montane Mexico and temperate South America. CAB International, pp. 69-101.
- López-Barrera F, Manson R. H, González. E. M, Newton A.C. 2006. Effects of the type of montane forest edge on oak seedling establishment along forest-edge-exterior gradients. *Forest Ecology and Management* 225: 234-244.
- McDonnell, M.J., y S.T.A. Pickett. 1993 (eds.). *Humans as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*. Springer Verlag, Nueva York
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol* 10:58-62.
- Oliver, C.D., Burkhardt, E.C., Skojac, D.A. 2005. The increasing scarcity of red oaks in Mississippi River floodplain forests: influence of the residual overstory. *Forest Ecology and Management*, 210:393–414.
- Peyras, M., N. Vespa, M.I. Bellocq y G.A. Zurita. 2013. Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. *Journal of Insect Conservation* 17: 807-820.
- Pickett, S., White, P. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE,UU.
- Primack, R. 2002. *Essential of Conservation Biology*. Sinauer Press. Sunderland, MA: 69

- Palik, B.J., Murphy, P.G. 1990. Disturbances versus edge effects in Sugar- Maple Beech forests fragments. *Forest Ecology Management*, 32: 187-202.
- Pascual G, Molinas M, Verdaguer D. 2002. Comparative anatomical analysis of the cotyledonary region in three Mediterranean basin *Quercus* (Fagaceae). *American Journal of Botany*, 89: 383-392.
- Pérez, L., López Barrera, F., García, O., Cuevas, P., González, A. 2013. Natural regeneration processes in oak forests: facilitating and limiting factors. *Biológicas*. Special Publication 1: 18-24.
- Ramírez, M., N. 2003. Survival and growth of tree seedling in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forest. *Journal of Vegetation Science* 14: 881-890.
- Ries, L., R. Fletcher, J. Battin & T. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491-522.
- Rodríguez-Trejo, A.D., Duryea, M.L., White, T.L., English, J.R., Mc Guire, J. 2003. Artificially regenerating longleaf pine in canopy gaps: initial survival and growth during a year of drought. *Forest Ecology and Management*, 180:25-36.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Spector, S. & Ayzama, S. 2003. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical Forest-Savanna Ecotone. *Biotropica* 35: 394-404.
- Stamps, J., Buechner, M., Krishnan, V. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist* 129:533-552.
- Strayer, D., Power, M., Fagan, W., Pickett, S., Belnap, J. 2003. A Classification of Ecological Boundaries. *BioScience* 729, 53(8).
- Tilman, D., May, R., Lehman, C., Nowak, M. 1994 Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- Toledo, V., Carabias, J., Toledo, C. 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Siglo XXI. México.

- Toledo, V., Carabias, J., Gonzales, C. 1989. The rural population in Mexico Eco-friendly alternatives. Collection Environment. N°6. Fundación Universo Veintuno, México.
- Webster, J., Waide, J., Patten, B. 1979. Nutrient recycling and the stability of Ecosystems: 136-162. En: Shugart, H., O' Neill, R.(eds). System Ecology. Downe, Hutchinson and Ross, EE. UU.
- Zurita, G., Pe'er, G., Bellocq, M., Hansbauer, M. 2012. Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: a continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. Journal of Applied Ecology 49:503–512.
- Zuur, A., Ieno, N., Walker, N., Saveliev, A., Smith, G. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R Statistics for Biology and Health. Springer Science & Business Media. 271-280.