



Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

**Efecto de borde sobre la estructura de la
comunidad vegetal de la Reserva del
Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. (México)**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I O L O G A

P R E S E N T A A:

LAURA PAOLA NOGUEZ LEDESMA

DIRECTOR DE TESIS:

DR. ZENÓN CANO SANTANA

Cd. Universitaria, Cd. Mx.

2023





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.

Índice

Agradecimientos	4
Resumen	6
1. INTRODUCCIÓN	8
1.1. Disturbio, fragmentación y efecto borde	8
1.2. Efecto de borde y estructura de la comunidad	11
1.3. Efecto de borde en la estructura de la comunidad vegetal	13
1.4. Justificación: efecto borde en el Pedregal de San Ángel	15
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	18
3. MÉTODOS	19
3.1. Sitio de estudio	19
3.2. Selección de sitios y muestreo	20
3.3. Variables microclimáticas	21
3.4. Análisis de datos	21
4. RESULTADOS	23
4.1. Composición y cobertura	23
4.2. Frecuencia	24
4.3. Riqueza y diversidad	27
4.4. Análisis de componentes principales	27
4.5. Dendrograma de Bray-Curtis	33
4.6. Microclima	35
5. DISCUSIÓN	37
5.1. Bordes, plantas exóticas y reducción de la diversidad	37
5.2. Factores ecológicos que inciden en los bordes de la REPSA	40
5.3. Las especies indicadoras de ambientes internos y de borde	50
5.4. Conclusiones	54
5.5. Perspectivas de estudio: factores que inciden en los bordes de la REPSA	55
LITERATURA CITADA	58
Apéndice	73

A mi mamá.

Por siempre estar a mi lado

y mostrame con hechos,

que nunca es tarde para cumplir una meta.

Agradecimientos

A mi mamá, por hacer posible esto. Por siempre confiar en mí, por alentarme a seguir, darme fuerza y por brindarme todo su amor y apoyo. Éste y todos mis logros son de ambas.

A mi papá, por sembrar en mí el amor por la naturaleza, que fue lo que me llevó a estudiar biología.

A mi hermanito Samar, por cumplirme el sueño de tener un hermano, dejarme acompañarle mientras crecía, por su dulzura y amor.

A mi abuelita Felipa, por ser la abuelita más dulce y por cuidarme con tanta ternura y amor durante toda mi vida.

A mi abuelita Rosa, por cuidarme y dejarme aprender de su bondad.

A mi abuelito Juan, por su cariño y guía.

A Fernando, por haber sido mi compañía y cómplice durante toda la carrera, por ser mi principal apoyo durante la realización de la tesis y acompañarme a hacer todos los muestreos, por sostenerme en mis días más oscuros y por ser mi lugar seguro.

A Abril, por ser la hermana que siempre soñé tener, por no dejarme nunca sola e iluminar mi vida con su amistad.

A mi Brunito, por llenar mi corazón de amor y acompañarme en mis noches de desvelo durante la carrera. Nunca lo olvidaré.

A mis tías Noguez, por siempre alentarme a seguir, por inspirarme y apoyarme.

A mis amigas UNIVERSUM, porque con su amistad me salvaron en uno de mis momentos más difíciles.

Al Dr. Zenón por sus enseñanzas en la realización de la tesis. Pero sobre todo por toda su paciencia, por no rendirse conmigo y siempre buscar apoyarme. Sin su apoyo, no lo hubiera logrado. Siempre le estaré agradecida.

Al M. en C. Iván Castellanos Vargas, por el apoyo técnico.

A la M. en C. Yuriana Martínez por su amable y valioso apoyo en la identificación de ejemplares.

Al Taller de Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos y al Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos por todas las enseñanzas y retroalimentación a mi trabajo.

A mis sinodales, por sus comentarios que enriquecieron este trabajo.

Se recomienda citar este trabajo como:
Noguez-Ledesma, L. P. 2023. Efecto de borde sobre la estructura de la comunidad vegetal de la Reserva del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 77 pp.

Resumen

La fragmentación crea zonas de borde en las cuales existen rasgos ambientales diferentes a los que hay al interior de una matriz. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Cd. Mx. constituye un sistema fragmentado adyacente a zonas urbanas, por lo que resulta adecuada para estudiar los efectos de borde. En este trabajo se busca conocer el efecto de borde sobre la estructura de la comunidad vegetal, en términos de riqueza, diversidad, composición y cobertura relativa en el matorral xerófilo de la REPSA. Para ello, se trazaron 24 líneas de Canfield de 75 m, 12 de las cuales se ubicaron en los bordes y 12 en el interior (a 41 m del borde), de forma pareada y paralelas a la línea limítrofe. Se muestreó la cobertura y la frecuencia en que se registraba cada especie vegetal entre octubre y noviembre de 2015, tomando en cuenta simultáneamente los tres estratos. Se registraron 167 especies de plantas: 120 especies en las zonas de interior y 107 en los bordes. En los bordes predominan las especies exóticas; en contraste, en el interior dominaron las especies nativas. Hubo 46 especies indicadoras de borde y 42 indicadoras del ambiente interno. Algunos ejemplos de plantas indicadoras de borde fueron las exóticas *Cenchrus clandestinus*, *Leonotis nepetifolia* y *Schinus molle*, así como las nativas *Ipomoea purpurea*, *Cissus sicyoides* y *Dicliptera peduncularis*, en contraste, las especies de plantas indicadoras de los ambientes del interior fueron las nativas *Echeveria gibbiflora*, *Phlebodium areolatum* y *Opuntia tomentosa*, así como la exótica *Melinis repens*. También se encontró que todos los valores de los índices de diversidad y equidad (S , H' , D' , J' y densidad de especies) fueron significativamente más altos en las zonas de interior que en los bordes. Un factor central que puede estar determinando estas diferencias son los disturbios ocasionados por las actividades humanas (como el depósito de escombros y otros desechos), principalmente en los bordes, lo que facilita la colonización de plantas

exóticas. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas en los valores mínimos y máximos de temperatura y humedad del ambiente entre zonas en borde e interior, lo cual se puede deber a la heterogeneidad de los bordes en la REPSA. Se concluye que en los bordes la diversidad vegetal es reducida y tienden a dominar las especies exóticas, en tanto que en el interior tienden a dominar especies nativas donde existe una mayor diversidad vegetal.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Disturbio, fragmentación y efecto borde

El disturbio es un factor externo asociado con la destrucción parcial o total de la biomasa vegetal y surge por la actividad de los herbívoros, patógenos, el ser humano, y por fenómenos como el daño por viento, heladas, desecación, erosión del suelo y el fuego (Grime, 1977). La erosión es un proceso físico mediante el cual las partículas del suelo son removidas, transportadas y depositadas en otro lugar debido a distintos agentes, como agua, viento, hielo, gravedad o por acción del ser humano (Del Valle *et al.*, 2010). Se trata de un proceso que reduce la capacidad del suelo para garantizar el desarrollo de las plantas (Brunel y Seguel, 2011). Por su parte, el fuego y los incendios son la principal causa de pérdida de suelos fértiles, ya que provocan que el suelo pierda la capacidad de retener el agua (Valenzuela y Cáceres, 2011). Este tipo de eventos perturban la estructura de la población, comunidad o ecosistema cambiando los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico (Vega y Peters, 2015); asimismo, liberan recursos y se incrementa la heterogeneidad espacial en un paisaje (Sousa, 1984), por lo cual promueven el establecimiento y desarrollo de especies mejor adaptadas a estos sitios modificados (Bazzaz, 1983; Sousa, 1984; González, 2014). Los disturbios causados por el humano imponen régimen diferente de incidencia de estos eventos al que se presenta de manera natural (White y Jentsch, 2001; Gonzales, 2014), y comúnmente tiene efectos profundos y negativos en el ecosistema (Dimond, 1989; Vega y Peters, 2003).

En este sentido, cuando los humanos hacen uso diferente de los ecosistemas naturales, éstos se fraccionan en pequeños parches de zonas transformadas insertadas dentro de una matriz de vegetación original (Peña *et al.*, 2005; Nava *et al.*, 2006). Con la fragmentación y la destrucción de un hábitat se produce un cambio en el paisaje que va a tener diversas consecuencias: se reduce el área total del hábitat, se reduce el número poblacional de los organismos afectados, aumenta el número de fragmentos del hábitat original, se incrementa la distancia entre fragmentos que reduce la migración de los organismos entre éstos y aumenta la relación perímetro/superficie, lo que provoca un mayor efecto de borde (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003).

Uno de los aspectos que van a derivar de la fragmentación es la creación de zonas borde en el límite de los parches y la matriz. En los bordes se va a crear un ambiente diferente que en el interior debido a que en aquéllos las condiciones microclimáticas son diferentes (Montenegro y Vargas, 2008). La variación de las condiciones microclimáticas que se crean en el borde o cerca de éste es significativamente mayor que la que se registra dentro del fragmento (Chen *et al.*, 1995, 2015). El efecto borde provoca diversos cambios en el suelo, lo cual va a modificar la estructura de la comunidad vegetal a lo largo del perímetro (Fox *et al.*, 1997), ya que cambia la respuesta de las plantas ante esta situación, la cual se debe a diversos factores como a la reducción en la fertilidad del suelo, la porosidad, la compactación del suelo y la capacidad del suelo para infiltrar y retener agua (Brunel y Seguel, 2011). Dado lo anterior, el efecto borde puede provocar el recambio y reducción del número de especies (Bustamantes y Grez, 1995). Esto convierte

a los bordes en hábitats diferentes de los que existen en el interior del fragmento (Leopold, 1933; Hansson, 2000; Cadenasso *et al.*, 2003).

Otro de los factores que provoca la diferencia entre el borde y el interior es que los bordes pueden facilitar o inhibir los flujos en el paisaje (Ries *et al.*, 2004; López-Barrera *et al.*, 2007), lo cual, según la mayoría de los estudios, trae consigo efectos negativos, ya que existen especies que son especializadas o que obtienen todos sus requerimientos de zonas no perturbadas (Cadenasso y Pickett, 2000; Ries *et al.*, 2004). La distancia a la cual incide el efecto de borde varía en función de diversos factores como son: el tipo de vegetación nativa, las especies dominantes en el borde, área del fragmento, su orientación, su posición topográfica, nivel de perturbación, altitud, precipitación y fertilidad del suelo (Bustamantes y Grez, 1995). Aun así, los bordes no siempre traen efectos negativos, pues algunos estudios muestran que la diversidad florística, riqueza y abundancia son mayores en los bordes de algunos ecosistemas por el incremento de recursos y movilidad de especies en los bordes naturales o ecotonos (Wales, 1972; Murcia, 1995; Fagan *et al.*, 1999; Granados *et al.*, 2014), por lo que estos sitios se convierten en el hábitat principal de algunas especies (Hilty *et al.*, 2006; Granados *et al.*, 2014).

Existen tres tipos de efecto de borde que se presentan en los límites de estos fragmentos, éstos son el abiótico (o físico), el biótico directo y el biótico indirecto (Turton y Freiburger, 1997), según se expone a continuación. El abiótico corresponde a los cambios físicos en las condiciones del ambiente, como lo es la dirección y velocidad del viento, la variabilidad de la temperatura (tanto en el suelo como en el aire), la penetración lateral de la luz [*i.e.*, cambios en la cantidad y calidad de la radiación fotosintéticamente

activa (RFA)] y una variación de la humedad del suelo y aire. Los factores bióticos directos se refieren a los cambios en la distribución y abundancia de las especies, como lo es la proliferación de la vegetación secundaria a lo largo del margen del bosque, invasiones arbóreas o de plantas y de animales generalistas; todo ello causado por las alteraciones en las condiciones físicas cerca del borde. Por último, los bióticos indirectos se refieren a los cambios en las interacciones de las especies que viven cerca del borde debido a que en su conjunto se crea una alteración de los procesos ecológicos, como los ciclos de los nutrientes y en los flujos de energía.

1.2. Efecto de borde y estructura de la comunidad

Las alteraciones en los flujos de radiación, el viento y el agua pueden tener importantes efectos sobre los remanentes de vegetación nativa (Saunders *et al.*, 1991). Por otra parte, los efectos de los niveles de radiación solar en la vegetación de los bordes y la del interior son diferentes, pues en los primeros las temperaturas diurnas son más altas y las de la noche más bajas en comparación con las registradas en el interior (Geiger, 1965; Saunders *et al.*, 1991). Estos cambios en la incidencia de radiación solar pueden afectar la estructura de la vegetación, pues las especies de baja tolerancia a la radiación directa van a estar restringidas al interior del fragmento y, dependiendo de su tolerancia, van a distribuirse a distinta distancia con respecto al borde (Palik y Murphy, 1990; Saunders *et al.*, 1991).

Jose *et al.* (1996) encontraron que los bordes del Parque Nacional Erivikulam de Kerala, India se caracterizan por presentar humedad del aire y del suelo menores que en el interior, en contraste con las mediciones de temperatura del aire y suelo, así como las

de la incidencia de luz, que en el borde son más altas. Por otro lado, Laurance *et al.* (1997) encontraron que las tasas de daño a la vegetación es hasta ocho veces mayor en los sitios de borde de los ecosistemas naturales de Manaus (Amazonia central), lo cual puede generar que la tasa de mortalidad anual sea siete veces más baja en el interior. Todos los factores anteriores van a modificar la estructura y composición de la vegetación en el borde en comparación con el interior, ya que la mayor incidencia de luz va a propiciar mayor germinación y crecimiento de las especies pioneras (López de Casenave *et al.*, 1995), lo cual puede favorecer la colonización de especies adaptadas a sitios perturbados (Oosterhoorn y Kappelle, 2000). Por otra parte, existe una mayor mortalidad de árboles debido a las vientos y tormentas fuertes por lo cual existe una mayor cobertura de dosel en el interior que en el borde (Kappelle, 2000). Adicionalmente, con la eliminación de la vegetación circundante, los flujos de aire sobre el paisaje van a alterarse, de modo que los bordes son sometidos a una mayor exposición de viento, lo que provoca que la vegetación sufra estrés debido al incremento de la evapotranspiración, la desecación y el daño físico (Lovejoy *et al.*, 1986; Saunders *et al.*, 1991). Otro factor que modifica las condiciones en los bordes en comparación con los interiores es la orientación cardinal del borde, según Romero-Torres y Varela (2011), que realizaron un estudio en un bosque nublado en Bogotá, Colombia, en las zonas de borde oriental se presentó un porcentaje de descomposición de la hojarasca menor respecto a las zonas de borde occidental.

En los bordes también se puede afectar la regeneración de las especies vegetales que requieren altos niveles de humedad del suelo (Saunders *et al.*, 1991). Los cambios físicos y bióticos que se crean en los bordes afectan procesos ecológicos, como la

dispersión de semillas, la regeneración de la planta, el ciclo de nutrientes, la conducta de los animales silvestres, la polinización y los patrones de supervivencia y de migración de las especies (Saunders *et al.*, 1991; Fagan *et al.*, 1999, Turner *et al.*, 2001; López-Barrera *et al.*, 2007; Ries y Sisk, 2010; Granados *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2015). La herbivoría, en particular, es un factor importante que afecta la composición de la comunidad vegetal (Cadenasso y Pickett, 2000; Granados *et al.*, 2014). De hecho, hay estudios que revelan que la densidad de algunos herbívoros disminuye en los bordes (Montesinos-Laffont, 2013).

Todos los factores anteriores determinan que la vegetación difiera entre los bordes y las zonas internas de los fragmentos, lo que constituye un factor adicional que acelera el cambio en la fauna de los bordes; por ejemplo, la actividad de los ratones *Peromyscus leucopus* que se concentran en el interior incrementa la complejidad estructural de la vegetación respecto a los bordes en un bosque de Ohio, EE. UU. (Anderson *et al.*, 2003). Asimismo, se ven afectados los procesos de descomposición del suelo (Moreno, 2014).

1.3. Efecto de borde en la estructura de la comunidad vegetal

Los cambios ambientales que se presentan en los bordes afectan la estructura de las comunidades vegetales a través de la alteración en la densidad de cada población de plantas (Young y Michell, 1994; Murcia, 1995; Cayuela, 2006; Salek *et al.*, 2013). Otro efecto que observaron fue que en los borde existía un aumento en la biomasa y una disminución del tamaño medio de los individuos. Por otra parte, en una reserva en Colombia con vegetación boscosa la regeneración de la vegetación de los parches

estudiados se alteró sobre todo en las zonas de borde debido posiblemente a la baja abundancia de plántulas en estos sitios (Montenegro y Vargas, 2008). En los bordes de un bosque semiárido de Argentina hubo una mayor cobertura de vegetación de talla baja y una menor cobertura de plantas que alcanzan el dosel en comparación con lo que ocurre en el interior (López *et al.*, 1995). Por su parte, Granados *et al.* (2014) encontraron que los cambios del efecto de borde en un bosque de pino de la sierra de Monte Alto, México reducen la riqueza y abundancia de árboles y arbustos y la diversidad de Shannon-Wiener de plantas. Las diferencias que frecuentemente se encuentran entre el interior y el borde de bosques templados y semiáridos se les adjudican tanto a las diferencias microclimáticas, como a diferencias en los mecanismos de dispersión de los vertebrados (López *et al.*, 1995) y la proximidad de cada borde a una fuente de semillas (Gill y Marcks, 1991; Cadenasso y Pickett, 2000).

La distancia a la que penetra el efecto de borde en los fragmentos varía de acuerdo con el ambiente y de sus características particulares (Granados *et al.*, 2014). Por ejemplo, en un bosque alto andino de Colombia el efecto de borde va de entre 10 y 20 m de distancia, si se considera la composición de formas vegetales (Montenegro y Vargas, 2008). Por otro lado, en bosques de Nueva York, EE. UU., y con base en la depredación de semillas por la microfauna, el efecto de borde afecta hasta 30—40 m (Cadenasso y Pickett, 2000). Por su parte, en un estudio en bosques de ribera centro-europeos el promedio del efecto de borde fue de 12.5 m tomando en cuenta las medidas dasométricas de los árboles (Alek *et al.*, 2013), en tanto que, con base en variables microclimáticas —como la temperatura del aire y la radiación—, Young y Mitchell (1994) encontraron un efecto de

borde de 50 m de distancia, independientemente del tamaño de fragmento, al igual que lo que encontraron Hamberg *et al.* (2010) en un estudio sobre la vegetación de tipo matorral xerófilo en una zona urbana de Finlandia.

Un factor importante que genera los rasgos de la estructura de la vegetación de los bordes, como la disminución de especies nativas y mayor perturbación en el sitio es que éstos tienen una mayor susceptibilidad a las invasiones de especies no nativas (Hobbs 1989; Panetta y Hopkins, 1991), tal como se ha encontrado en la isla Tenerife (Rüdiger *et al.*, 2014). Estas invasiones disminuyen conforme aumenta la distancia entre el interior y el borde, ya que los factores de disturbio, como la perturbación del suelo y menor abundancia de especies nativas van disminuyendo (Panetta y Hopkins, 1991). No obstante, las especies de plantas cuyas semillas se dispersan por medio de animales pueden establecerse dentro de los fragmentos (Panetta y Hopkins, 1991).

1.4. Justificación: efecto borde en el Pedregal de San Ángel

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) fue creada en 1983 dentro del *campus* de Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Está localizada al suroeste de la zona urbana de la Ciudad de México y al norte del derrame de lava del volcán Xitle ocurrida en 245–315 d.n.e. (Siebe, 2000), y alberga sobre todo una vegetación de tipo matorral xerófilo (Rzedowski, 1978). Tiene una extensión de 237.3 ha y está constituida por tres áreas de protección estricta (conocidas como zonas núcleo) y 13 áreas de uso restringido para protección ambiental (llamadas zonas de amortiguamiento) (Peralta y Prado, 2009), todas inmersas en una matriz de espacios

urbanos y áreas jardinadas, por lo que constituye un área adecuada para estudiar los efectos de borde.

La REPSA tiene alto valor social y ambiental debido que alberga una alta biodiversidad en la cuenca del Valle de México y a que ofrece numerosos servicios ambientales importantes (Cano-Santana *et al.*, 2009; Nava-López 2009): (1) protección de recursos genéticos y bióticos; (2) protección de organismos comestibles, medicinales y de ornato; (3) amortiguador de los cambios en el estado del tiempo a nivel local; (4) amortiguador de la contaminación luminosa, auditiva y visual; (4) regulación del ciclo del agua y recarga de mantos freáticos; (5) polinización; (6) resguardo de un territorio que permite la investigación y la docencia; y (7) recreación. La elaboración de un diagnóstico del efecto de borde en la estructura vegetal genera información acerca del riesgo ambiental que éste representa de que el ecosistema pierda cantidad (superficie) y calidad (que se vean afectados procesos ecológicos) para que se conforme un plan de manejo de la reserva con acciones específicas para revertir o mitigar los daños. La REPSA se encuentra en continuo contacto con el sistema urbano de la ciudad de México, por lo cual está expuesta a disturbios asociados con la presencia humana (Cano-Santana *et al.*, 2006; Juárez-Orozco y Cano-Santana, 2007; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016) que evidentemente se dan sobre todo en sus bordes. Su estudio es complicado porque, tal como lo sugieren Lot *et al.* (2012) y Zambrano *et al.* (2016), los bordes de la REPSA presentan alta heterogeneidad con distintos usos de suelos sellados como por ejemplo vías peatonales y vehiculares o ajardinados, además de acumulación de basura y otras amenazas (Lot *et al.*, 2012), además de que aproximadamente la mitad de

su perímetro se encuentra bardeado o enrejado. Del mismo modo, las diferencias en topografía afectan la composición y estructura de la comunidad vegetal, pues las especies se distribuyen diferencialmente, según la rugosidad del terreno (Cano-Santana, 1994a, b; Santibáñez-Andrade, 2005), lo cual también afecta la distribución de los animales, como lo son los chapulines *Sphenarium purpurascens* (Cano-Santana, 1994a, b) y el conejo castellano, *Sylvilagus floridanus* (Glebskiy et al., 2018; Montes-Rodríguez, 2022) y los principales herbívoros de la REPSA (Cano-Santana, 1994b).

Existen dos trabajos sobre el efecto de borde en la REPSA. Montesinos-Laffont (2013) estudió el papel de este factor sobre la biología de los roedores nativos y exóticos del lugar. El estudio mostró la ausencia de roedores exóticos tanto en los bordes como en las zonas núcleo internas. También encontró un efecto de borde en una de las especies nativas del sitio (el ratón piñonero, *Peromyscus gratus*) donde se mostró que hay mayor abundancia de ratones en las partes internas comparado con las zonas de borde, lo cual, según la autora, puede deberse a que la especie depende de la disponibilidad de alimento, y éste se encuentra en mayor medida en el interior de la REPSA, ya que aquí hay una mayor diversidad de plantas. Además, según ella, en los bordes dominan los pastos exóticos y la vegetación verde es escasa. Por otro lado, Montes-Rodríguez (2022) encontró que la población del conejo castellano se ve afectada negativamente por el borde, es decir, evitan los disturbios que se encuentran en los bordes.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de esta tesis es conocer el efecto de borde sobre la estructura de la comunidad vegetal, en términos de riqueza, diversidad, composición y cobertura relativa en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. (México). Los objetivos particulares, derivados del anterior, son los siguientes:

1. Conocer las especies indicadoras de borde de la REPSA.
2. Analizar si las especies exóticas tienden a ser más dominantes en el borde comparado con el interior.
3. Conocer si hay diferencias en temperatura y humedad relativa entre el borde y el interior que puedan formar parte de los efectos asociados con el borde.

Se hipotetiza que si las condiciones (temperatura y humedad), la disponibilidad de recursos, las interacciones bióticas o el régimen de disturbios en los bordes son contrastantes con los que se encuentran en el interior, entonces se espera que la estructura de la comunidad difiera entre ambos tipos de sitio.

3. MÉTODOS

3.1. Sitio de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (19° 18' 31''-19° 19' 17'' norte, 99° 10' 20''-99°11' 51'' oeste; 2,200-2,277 m s.n.m.) se localiza en el suroeste de la zona urbana de la Ciudad de México, dentro del *campus* de Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México (Sarukhán, 1997). Su clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura anual media de 16.1°C y variaciones extremas que van de -6 hasta 34.6°C (García, 1988). Tiene una precipitación acumulada anual de 870.2 mm (Soberón *et al.*, 1991). Por su régimen de lluvias, se reconocen dos épocas bien definidas: la de lluvias de mayo a octubre, y la de secas de noviembre a abril (García 1988; Gómez-Mendoza y Sánchez, 2004). Su relieve es heterogéneo, con grietas, sitios planos, hondonadas y cuevas generando una variabilidad espacial con mosaicos con condiciones microclimáticas (luz, temperatura y humedad) distintas (Valiente-Banuet y De Luna, 1990).

El suelo es somero y rocoso, y su vegetación predominante es de tipo matorral xerófilo constituido por un estrato herbáceo bien desarrollado, un arbustivo ligeramente menos importante y pocos elementos arbóreos (Rzedowski, 1982). Castillo-Argüero *et al.* (2013) registran 337 especies pertenecientes a 193 géneros y 74 familias. Las familias con mayor número de especies son Asteraceae (74), Poaceae (23) y Fabaceae (22) (Castillo-Argüero *et al.*, 2004). Lot *et al.* (2012) reportan que 279 especies son hierbas, 42 son arbustos y 10 son árboles.

3.2. Selección de sitios y muestreo

Para el muestreo de la comunidad vegetal se trazaron 24 líneas de Canfield (1941) de 75 m, en 12 sitios de la REPSA. Doce líneas se ubicaron a lo largo de los bordes (a 1 m del límite perimetral) y otras 12 en el interior de la REPSA (a 41 m de dicho límite) de forma paralela (Fig. 1). El muestreo se llevó a cabo entre el 12 de octubre y el 30 de noviembre de 2015 durante el cual se registró la cobertura lineal de cada especie vegetal tomando en cuenta los tres estratos que tocan la línea, en cada tramo de 1 m.



Figura 1. Selección de sitios de muestreo en las zonas núcleo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad Universitaria, D.F. Color amarillo: borde; color rosa: interior.

3.3. Variables microclimáticas

Se midió la temperatura y la humedad relativa del aire con un sensor marca HOBO marca Onset (U23 pro v2) en tres pares de sitios (uno de borde y uno del interior). Éstos se escogieron para que representaran tres tipos de borde de la REPSA: borde a residencias (sitio 7), borde a una estrecha vialidad interna de Ciudad Universitaria (sitio 11) y borde a una ancha avenida externa (sitio 6) (ver Fig. 1). Para tener una muestra representativa de las diferentes condiciones ambientales en cada zona, de manera simultánea los sensores permanecieron una semana en ambas zonas en el borde e interior bajo condiciones de sombra y a la siguiente semana bajo condiciones soleadas. Los registros se hicieron en 2016 durante la época de lluvias: semana 1 (del 29 de marzo al 4 de abril), semana 2 (del 12 al 18 de abril) y semana 3 (del 29 de abril al 5 de mayo); así como en época de secas: semana 1 (del viernes 2 al jueves 8 de septiembre), semana 2 (del 29 de septiembre al miércoles 5 de octubre) y semana 3 (del 24 al 30 de octubre).

3.4 Análisis de datos

Se hizo un análisis de componentes principales para clasificar cada una de las 24 comunidades utilizando los datos de cobertura relativa de cada especie vegetal.

Por otro lado, se calculó el índice de Bray-Curtis para medir la similitud entre las comunidades generando un dendrograma con el programa Past.

Se hicieron pruebas de *t* pareada para comparar entre tipos de sitio: (1) riqueza, (2) diversidad de Shannon-Wiener (usando logaritmo decimal), (3) diversidad de Simpson (usando el inverso), (4) equidad de Pielou, (5) cobertura relativa de las especies

dominantes, y (6) densidad de especies (no. de especies registradas en cada tramo de 1 m de la línea de Canfield). Los índices de diversidad y equidad se calcularon con los datos de cobertura relativa.

4. RESULTADOS

4.1. Composición y cobertura

Se registraron 167 especies de plantas: 120 especies en las zonas de interior y 107 en los bordes de la REPSA (ver Apéndice). Las 167 especies pertenecen a 53 familias, siendo Asteraceae la que presentó mayor número de especies con 32, seguida de Pteridaceae con 10 y Poaceae con nueve (Apéndice). Las especies dominantes en los bordes, en términos de sus coberturas relativas, fueron las exóticas *Cenchrus clandestinus* (con 28.73%), *Leonotis nepetifolia* (7.12%), *Schinus molle* (6.49%) y *Eucalyptus globulus* (2.88%), así como las nativas *Buddleja cordata* (7.92%), *Muhlenbergia robusta* (4.41%) y *Dicliptera peduncularis* (3.51%) (Fig. 2a). En contraste, las especies dominantes en las zonas internas fueron las nativas *Muhlenbergia robusta* (con 12.59%), *Buddleja cordata* (7.99%), *Echeveria gibbiflora* (6.80%), *Opuntia tomentosa* (3.58%), *Eupatorium petiolare* (3.58%), *Phlebodium pseudoaureum* (3.49%), *Dahlia coccinea* (3.26%), *Myriopteris aurea* (3.10%) y *Verbesina virgata* (3.03%), así como la exótica *Melinis repens* (5.55%) (Fig. 2b). Del total de las especies encontradas e identificadas en los sitios de borde 67 son consideradas malezas mientras que 41 no lo son, a su vez se encontraron 47 malezas en el interior contrastando con 61 especies que no lo son.

Se encontró que la cobertura de tres de las siete especies dominantes que se compararon fue significativamente diferente entre sitios (prueba de *t* pareada). Se encontró que *L. nepetifolia*, *C. clandestinus* y *Schinus molle* tuvieron una cobertura relativa significativamente mayor en el borde que en el interior; en contraste, la cobertura relativa

de *Mu. robusta*, *Ec. gibbiflora* y *Me. repens* fue significativamente mayor en el interior; por su parte, la cobertura de *B. cordata* no fue significativamente diferente entre sitios (Tabla 1).

4.2. Frecuencia

Por otra parte, se encontró que la frecuencia (no. de tramos de 1 m en las líneas de Canfield) a la que se registra cada especie vegetal depende significativamente del sitio en el que se encuentran ($\chi^2 = 12,800$, g.l. = 177, $P < 0.005$). La prueba de residuos estandarizados mostró que *B. cordata*, *L. nepetifolia*, *C. claudens* y *S. molle* tuvieron una frecuencia observada mayor a la esperada en el borde (Fig. 3; Tabla 2), mientras que *E. gibbiflora*, *Mu. robusta* y *Me. repens* tuvieron una frecuencia observada menor a la esperada en este tipo de sitios (Fig. 4). Por otro lado, *E. gibbiflora*, *Mu. robusta* y *Me. repens* tuvieron una frecuencia observada mayor a la esperada en el interior (Fig. 4; Tabla 2), mientras que *B. cordata*, *L. nepetifolia*, *C. claudens* y *S. molle* tuvieron una frecuencia observada menor a la esperada en este tipo de sitios (Fig. 3).

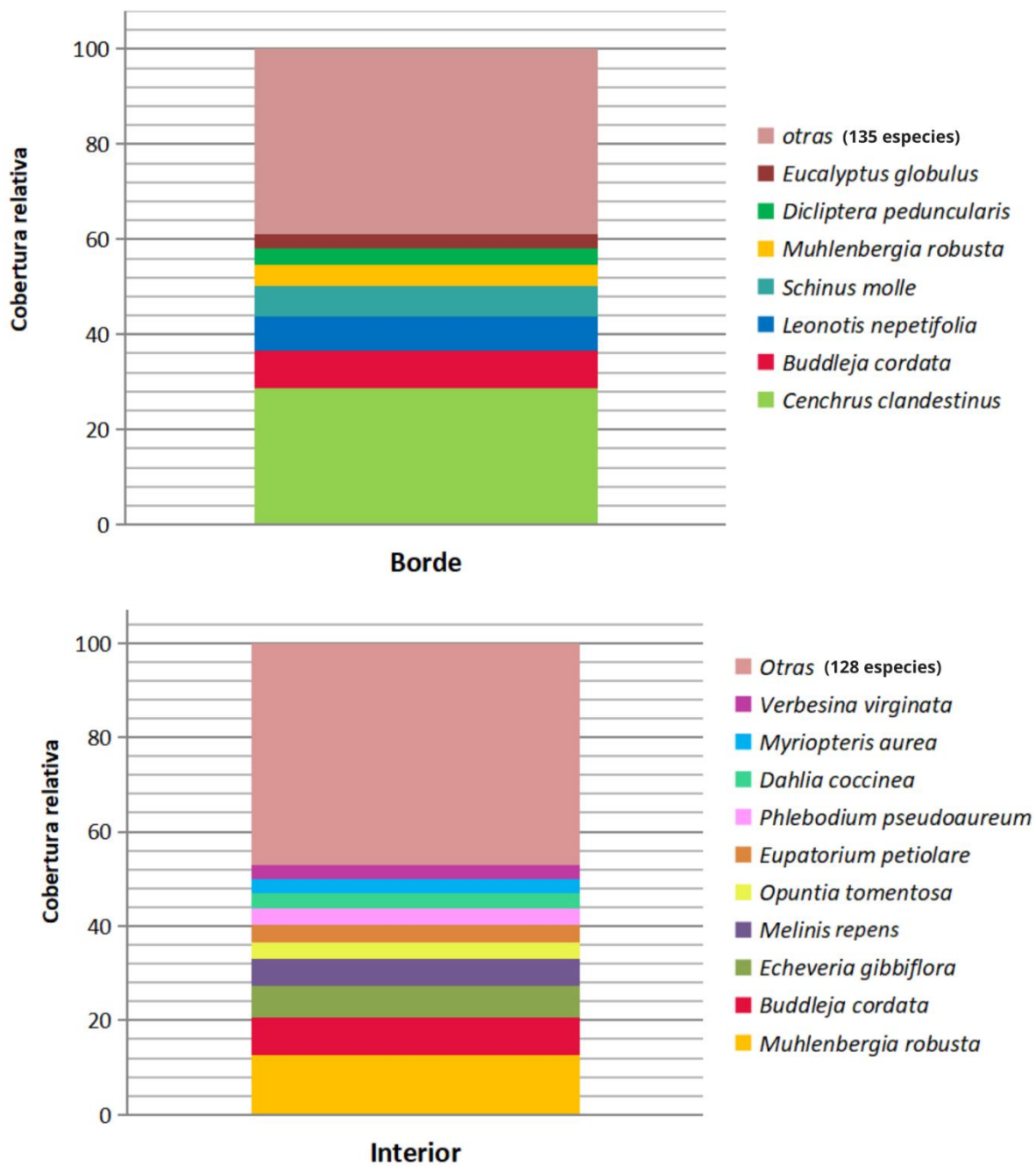


Figura 2. Cobertura relativa (%) de cada especie vegetal en el interior (a) y en bordes (b) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. Datos agrupados de 12 sitios.

Tabla 1. Prueba de *t* pareada para comparar la cobertura relativa que registra cada especie vegetal dominante en sitios de interior y de borde de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Datos del 12 de octubre al 30 de noviembre de 2015. En todos los casos, g.l. = 11. Los valores de *P* en rojo denotan diferencias significativas entre tipo de sitios (<0.05). Figura 6. Representación de los sitios de interior (rosa) y borde (amarillo) obtenido por un análisis de Bray-Curtis.

Especie	Cobertura relativa (%)		<i>t</i>	<i>P</i>
	Borde	Interior		
<i>Buddleja cordata</i>	0.10±0.03	0.08±0.01	0.476	>0.5
<i>Cenchrus clandestinus</i>	0.29±0.02	0.02±0.006	11.838	<0.001
<i>Echeveria gibbiflora</i>	0.002±0.001	0.07±0.006	9.311	<0.001
<i>Leonotis nepetifolia</i>	0.08±0.02	0.002±0.001	3.587	<0.005
<i>Melinis repens</i>	0.01±0.004	0.05±0.01	4.412	<0.005
<i>Muhlenbergia robusta</i>	0.043±0.02	0.13±0.02	2.6	<0.025
<i>Schinus molle</i>	0.07±0.03	0.003±0.003	2.5	<0.025

El análisis de residuos estandarizados mostró que hay 46 especies indicadoras de borde (Tabla 2) y 42 especies indicadoras del interior (Tabla 3). Ejemplos de especies de plantas indicadoras de borde fueron las exóticas *C. clandestinus* (residuo estandarizado = 25.46), *L. nepetifolia* (16.41) y *S. molle* (14.22), así como las nativas *Ipomoea purpurea* (12.69), *Cissus sicyoides* (8.27) y *Dicliptera peduncularis* (6.08) (Tabla 2). En contraste, las

especies de plantas indicadoras de los ambientes del interior son las nativas *E. gibbiflora* (residuo estandarizado = 14.12), *Phlebodium pseudoaureum* (10.18) y *Opuntia tomentosa* (9.9), así como la exótica *Me. repens* (7.69) (Tabla 3). En la tabla 4 se encuentran los valores del análisis para todas las especies, donde las especies indicadoras de interior son más que las de borde.

4.3. Riqueza y diversidad

Todos los valores de diversidad y equidad (S , H' , D' y J') fueron significativamente más altos en las zonas de interior que en los bordes (Tabla 4). Asimismo, se encontró que la densidad de especies (No./m) fue significativamente más alta en el interior de la Reserva (4.52 ± 0.20 especies/m) que en el borde (3.26 ± 0.14 especies/m) (prueba de t pareada: $t = 5.03$, g.l. = 11, $P < 0.001$; Fig. 4).

4.4. Análisis de componentes principales

En el análisis de componentes principales, el componente principal 1 (CP1) explica el 46.02% de la varianza, en tanto que el segundo componente principal (CP2) explica el 18.57% (suma: 64.59%). Se puede observar que las parcelas de borde e interior se agrupan claramente en grupos separados (Fig. 6). El CP1 estuvo correlacionado significativamente con la cobertura de seis especies de plantas, negativamente con la cobertura de *Ambrosia psilostachya*, *Cladocolea loniceroides* y *Echeveria gibbiflora* (que son especies indicadoras de sitios de interior), y positivamente con la de *Cissus sicyoides*, *Pittocaulon praecox* y *Sonchus oleraceus* (que son especies indicadoras de sitios de borde; Tabla 5). El CP2 no

estuvo correlacionado significativamente con los datos de cobertura de ninguna especie.

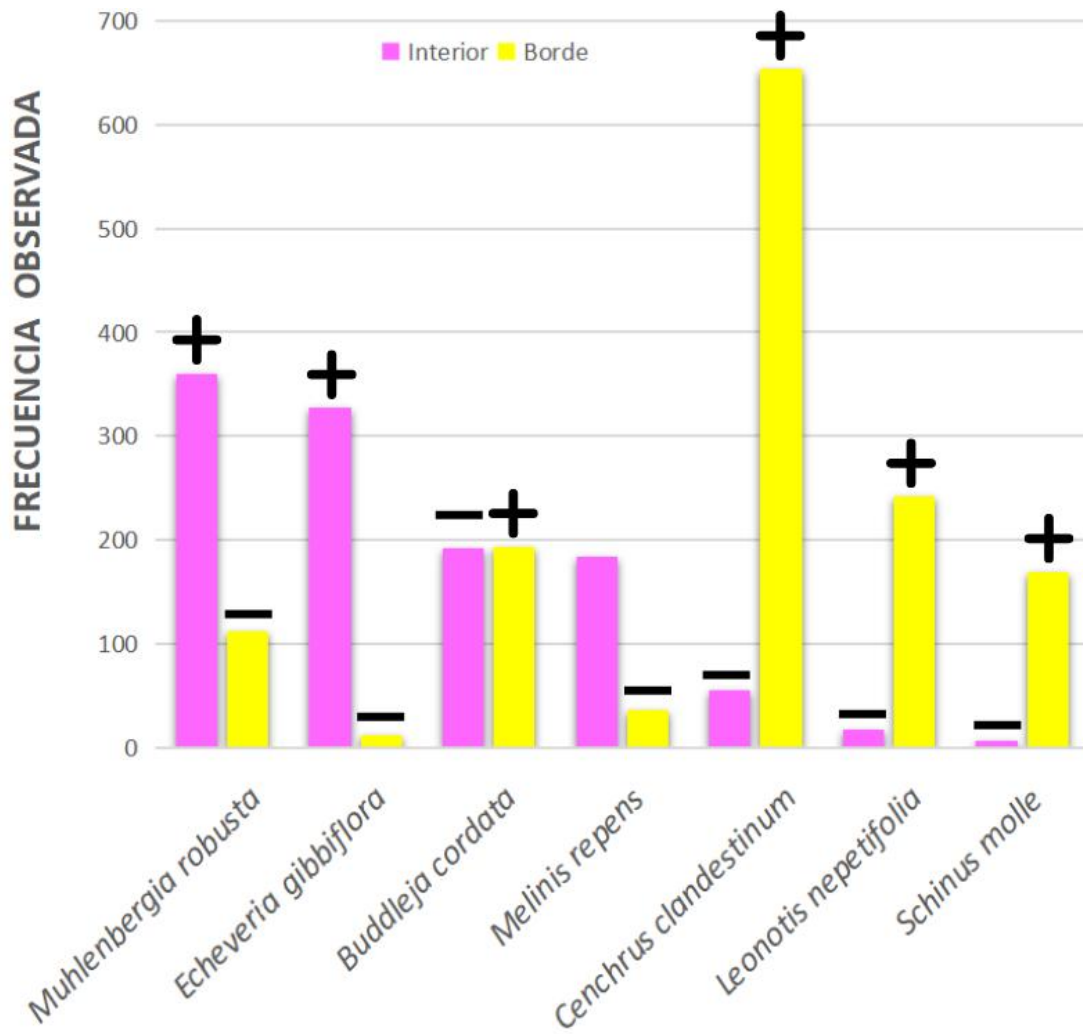


Figura 3. Frecuencia que registran las especie vegetales que presentaron mayor cobertura relativa en sitios del interior y de bordes de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. La frecuencia a la que se registra cada especie vegetal depende significativamente del sitio en el que se encuentra ($\chi^2 = 12,800$, g.l. = 177, $P < 0.005$). Los signos sobre las barras denotan si la frecuencia observada es mayor (+) o menor (-) a la esperada (prueba de residuos estandarizados).

Tabla 2. Lista de especies indicadoras de borde de la REPSA. Las especies están ordenadas de manera decreciente según el valor del residuo estandarizado. n.i. = no identificada.

	Especie	Valor de residuo estandarizado	Exótica (E) Nativa (N)
¹	<i>Cenchrus clandestinus</i>	25.464	E
²	<i>Leonotis nepetifolia</i>	16.314	E
³	<i>Schinus molle</i>	14.217	E
⁴	<i>Dicliptera peduncularis</i>	12.691	N
⁵	<i>Ricinus communis</i>	8.612	E
⁶	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	8.455	E
⁷	<i>Eucalyptus globulus</i>	8.399	E
⁸	<i>Cissus sicyoides</i>	8.273	N
⁹	<i>Hedera helix</i>	7.966	E
¹⁰	<i>Gibasis linearis</i>	6.077	N
¹¹	<i>Ipomea purpurea</i>	6.077	N
¹²	<i>Commelina coelestis</i>	5.934	N
¹³	<i>Phytolacca icosandra</i>	5.702	N
¹⁴	<i>Cupressus sp.</i>	5.335	N
¹⁵	<i>Passiflora subpeltata</i>	4.937	N
¹⁶	<i>Tinantia erecta</i>	4.75	N
¹⁷	<i>Bidens pilosa</i>	4.465	N
¹⁸	<i>Bidens ostruthioides</i>	3.897	N
¹⁹	<i>Leobasis linearis</i>	3.864	N
²⁰	<i>Tripsacum dactyloides</i>	3.864	N
²¹	<i>Desmodium neomexicanum</i>	3.818	N
²²	<i>Plumbago pulchella</i>	3.694	N
²³	<i>Dyssodia papposa</i>	3.495	N
²⁴	<i>Iresine difusa</i>	3.495	N
²⁵	<i>Nicotiana glauca</i>	3.495	E
²⁶	<i>Picris echioides</i>	3.495	E
²⁷	<i>Medicago lupulina</i>	3.083	E
²⁸	<i>Sicyos deppei</i>	3.083	N
²⁹	<i>Tradescantia crassifolia</i>	3.083	N
³⁰	<i>Tropaeolum majus</i>	3.083	N
³¹	<i>Buddleja cordata</i>	2.988	N
³²	<i>Commelina difusa</i>	2.94	N
³³	<i>Arctostaphylos pungens</i>	2.606	N
³⁴	<i>Sonchus oleraceus</i>	2.606	E
³⁵	Especie 13 n.i.	2.606	

Tabla 2 (continúa).

	Especie	Valor de residuo estandarizado	Exótica (E) Nativa (N)
³⁶	<i>Buddleja parvifolia</i>	2.581	E
³⁷	<i>Montanoa tomentosa</i>	2.501	N
³⁸	<i>Fraxinus uhdei</i>	2.369	E
³⁹	<i>Brassica rapo</i>	2.331	E
⁴⁰	<i>Commelina peduncularis</i>	2.331	E
⁴¹	<i>Mirabilis jalapa</i>	2.331	N
⁴²	<i>Tithonia tobiformis</i>	2.331	N
⁴³	<i>Cladocolea loniceroides</i>	2.131	N
⁴⁴	<i>Brickellia secundiflora</i>	2.019	N
⁴⁵	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	2.019	N
⁴⁶	<i>Schkuhria pinnata</i>	2.019	N

Tabla 3. Lista de especies indicadoras del interior de la REPSA. Las especies están ordenadas de manera decreciente según el valor del residuo estandarizado.

	Especie	Valor de residuo estandarizado	Exótica (E) Nativa (N)
¹	<i>Echeveria gibbiflora</i>	14.118	N
²	<i>Phlebodium pseudoaureum</i>	10.182	N
³	<i>Opuntia tomentosa</i>	9.899	N
⁴	<i>Myriopteris aurea</i>	9.725	N
⁵	<i>Cheilanthes myriophylla</i>	9.438	N
⁶	<i>Tagetes lunulata</i>	9.293	N
⁷	<i>Tillandsia recurvata</i>	8.693	N
⁸	<i>Pittocaulon praecox</i>	8.053	N
⁹	<i>Muhlenbergia robusta</i>	7.921	N
¹⁰	<i>Manfreda scabra</i>	7.752	N
¹¹	<i>Melinis repens</i>	7.687	E
¹²	<i>Verbesina virginata</i>	7.112	N
¹³	<i>Salvia mexicana</i>	6.67	E
¹⁴	<i>Archibaccharis serratifolia</i>	6.474	N
¹⁵	<i>Cardiospermum halicacabum</i>	5.701	N
¹⁶	<i>Eupatorium petiolare</i>	5.366	N
¹⁷	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	4.764	N

Tabla 3 (continúa).

	Especie	Valor de residuo estandarizado	Exótica (E) Nativa (N)
¹⁸	<i>Selaginella lepidophylla</i>	4.53	N
¹⁹	<i>Stevia salicifolia</i>	4.53	N
²⁰	<i>Cheilanthes kaulfussii</i>	4.448	N
²¹	<i>Stevia ovata</i>	4.124	N
²²	<i>Bursera cuneata</i>	4.107	N
²³	<i>Polypodium polypodioides</i>	4.107	N
²⁴	<i>Gnaphalium chartaceum</i>	4.049	N
²⁵	<i>Loeselia mexicana</i>	3.969	N
²⁶	<i>Brickelia veronicifolia</i>	3.83	N
²⁷	<i>Buddleia sessiliflora</i>	3.814	N
²⁸	<i>Dodonea viscosa</i>	3.513	N
²⁹	<i>Cheilantes furinosa</i>	3.318	N
³⁰	<i>Polypodium thysanolepis</i>	3.206	N
³¹	<i>Begonia gracilis</i>	3.09	N
³²	<i>Metastelma angustifolium</i>	3.054	N
³³	<i>Baccharis sordescens</i>	2.998	N
³⁴	<i>Dioscorea galeotiana</i>	2.889	N
³⁵	<i>Melampodium perfoliatum</i>	2.843	N
³⁶	<i>Solanum nigrescens</i>	2.752	N
³⁷	<i>Lagascea rígida</i>	2.425	N
³⁸	<i>Phoradendron brachystachyum</i>	2.425	N
³⁹	<i>Tagetes micrantha</i>	2.425	N
⁴⁰	<i>Ambrosia psilostachya</i>	2.268	N
⁴¹	<i>Asplenium praemorsum</i>	2.268	E
⁴²	<i>Piqueria trinervia</i>	2.022	N

Tabla 4. Comparación de los valores de índices de riqueza (S) y diversidad (H' , D' y J') de la comunidad vegetal en sitios de borde e interior en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Datos de: 12 de octubre al 30 de noviembre de 2015. En negritas se muestran los valores de P significativos (prueba de t pareada, g.l. = 11 en todos los casos)

Índice	Borde	Interior	t	P
S	28.76±1.82	48.50±2.11	6.835	<0.001
H'	1.04±0.25	1.39±0.40	7.561	<0.001
D'	6.74±0.46	18.31±2.01	5.752	<0.001
J'	0.72±0.02	0.83±0.02	5.235	<0.001

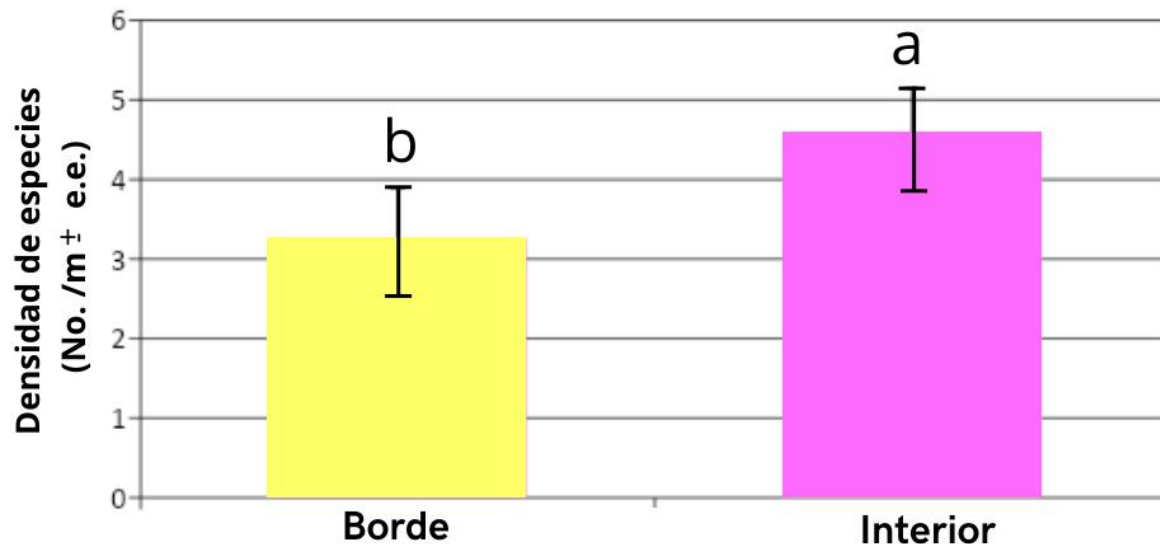


Figura 4. Densidad de especies vegetales por metro de línea (\pm e.e.) en cada zona de interior y de borde en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.001$ (prueba de t pareada, $t = 5.03$, g.l. = 11).

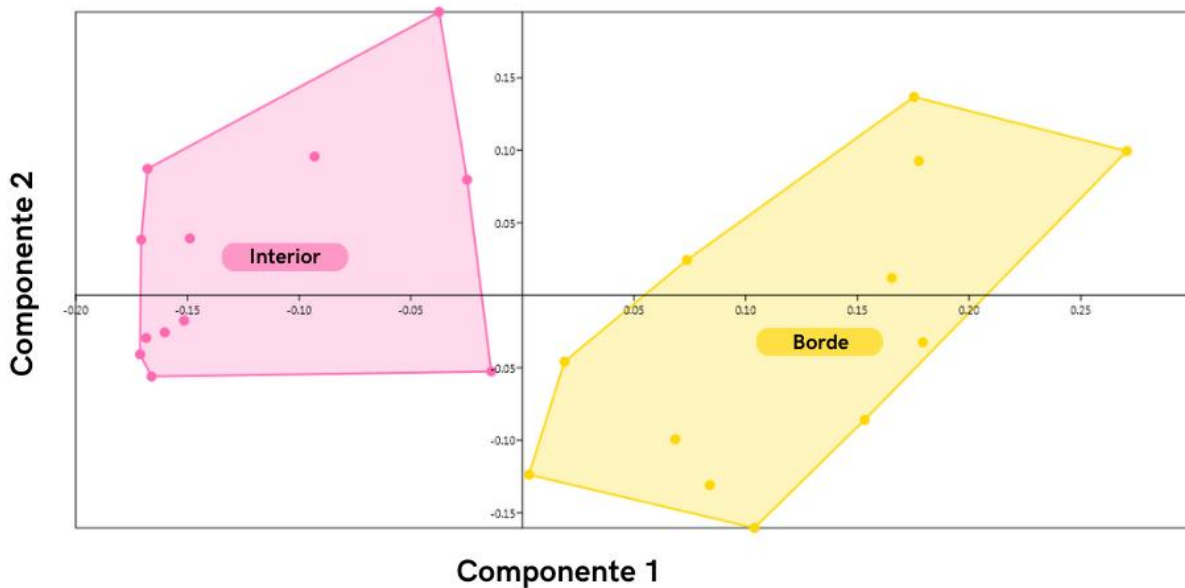


Figura 5. Representación del ordenamiento de un análisis de componentes principales de las comunidades vegetales localizadas en 12 sitios de borde (amarillo) y 12 de interior (rosa) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. detectados mediante un muestreo de cobertura realizado entre el 12 de octubre y el 30 de noviembre de 2015.

Tabla 5. Valores de los índices de correlación (r) significativos entre el componente principal 1 y la cobertura de cada especie vegetal. g.l. = 22.

Especie vegetal	r	P
<i>Ambrosia psilostachya</i>	-0.410	< 0.05
<i>Cissus sicyoides</i>	0.489	< 0.05
<i>Cladocolea loniceroides</i>	-0.392	< 0.05
<i>Echeveria gibbiflora</i>	-0.592	< 0.05
<i>Pittocaulon praecox</i>	0.513	< 0.05
<i>Sonchus oleraceus</i>	0.484	< 0.05

4.5. Dendrograma de Bray-Curtis

En el dendrograma que se generó con el índice de Bray-Curtis se observan tres grupos: por

un lado se agrupan las líneas de borde en 2 conjuntos, uno conformado por las líneas 1, 3, 6, 7, 10 y 11, y otro por las líneas 4, 5, 8, 9 y 12; y por otro un conjunto conformado por todas las líneas del interior más la línea 2 de borde. Esto sugiere que las líneas de interior comparten más características de la comunidad vegetal entre sí que los bordes (Fig. 6).

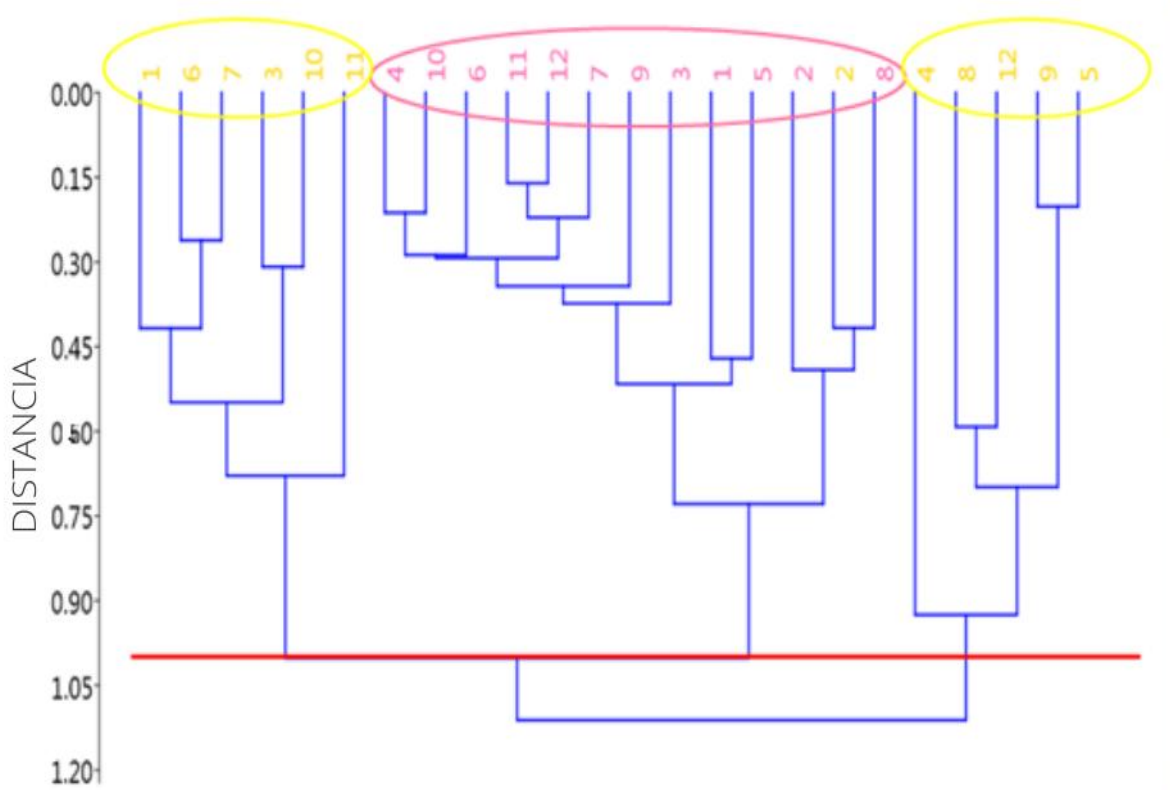


Figura 6. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis que compara la distancia de las comunidades vegetales de los sitios de interior (rosa) y borde (amarillo) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. detectados mediante un muestreo realizado entre el 12 de octubre y el 30 de noviembre de 2015.

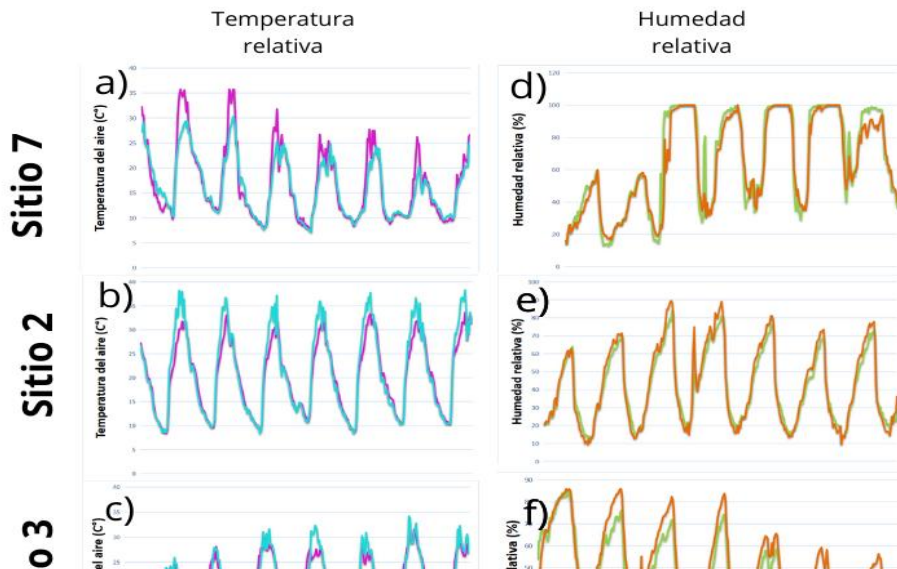
4.6. Microclima

Los datos microclimáticos que se obtuvieron no presentaron una tendencia clara en cuanto a las diferencias entre las líneas de borde y de interior (Fig. 7).

Al analizar los datos de microclima durante la temporada de secas se encontró lo siguiente. En el sitio 7 se puede observar que la temperatura diurna del borde tiende a ser mayor que en el interior (Fig. 7a), en tanto que en los sitios 2 y 3 la temperatura diurna en el interior tiene una mayor oscilación que en el borde (Figs. 7b y c). Por otra parte, la humedad relativa del sitio 7 es muy similar en líneas de borde e interior (Fig. 7d), mientras que en los sitios 2 y 3, la oscilación de los valores de humedad son más altas en el interior que en el borde (Figs. 7e y f), sin embargo, esta diferencia es leve en el sitio 2 y más notoria en el sitio 3.

Por otro lado, durante la temporada de lluvias se encontró lo siguiente. En el sitio 7 la temperatura del interior tiene una mayor oscilación que en el borde, en particular, las temperaturas mínimas son notablemente más bajas en el interior (Fig. 7g); en el sitio 2 y 3 las temperaturas mínimas del borde son levemente menores en las madrugadas, en tanto que las máximas del interior son levemente más altas en el día (Figs. 7h e i). Por otra parte, en el sitio 7 los valores diurnos de humedad relativa fueron más altos en el borde que en el interior, en tanto que en el sitio 2 y 3 la humedad relativa fue muy similar entre borde e interior (Figs. 7k y l).

Temporada de secas



Temporada de lluvias

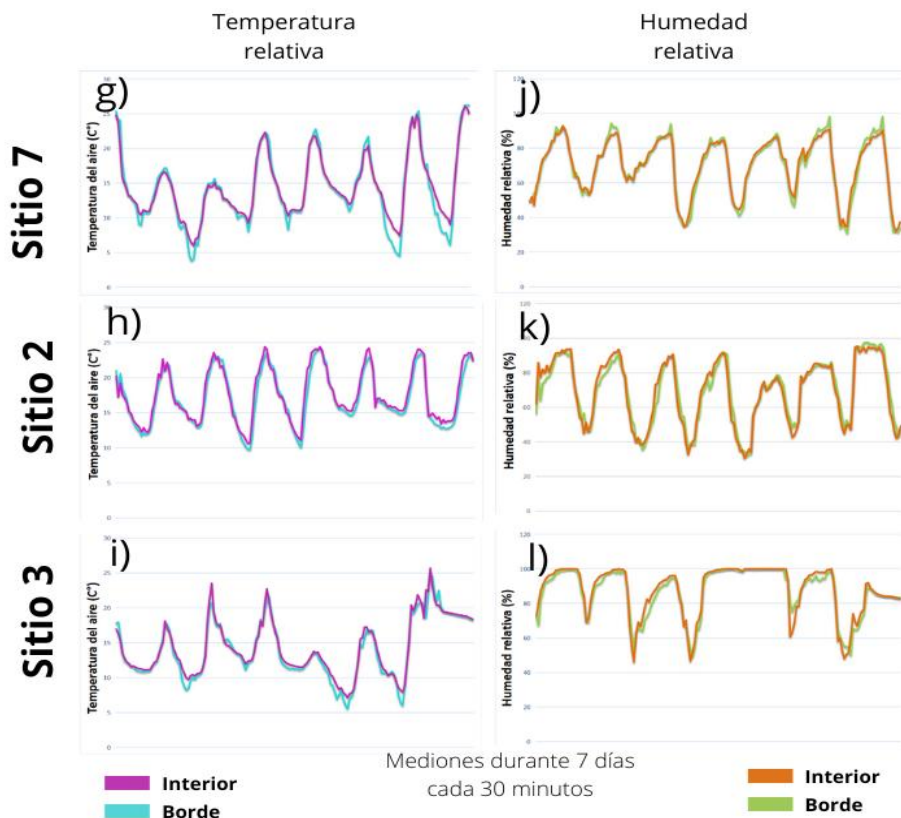


Figura 7. Variación diaria de temperatura y humedad relativa en el borde e interior de los sitios 7, 2 y 3 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en dos fechas diferentes: secas (a-f; 29 de marzo–5 de mayo; página 31) y lluvias (g-l; 2 de septiembre–30 octubre de 2016).

5. DISCUSIÓN

5.1. Bordes, plantas exóticas y reducción de la diversidad

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel está conformada por varios fragmentos y por lo mismo presenta una gran cantidad de efectos de borde. En este trabajo se encontró que los bordes afectan de manera negativa la diversidad vegetal, promueven la dominancia de especies exóticas en términos de cobertura y frecuencia y, por ende, cambian drásticamente la composición y estructura de la comunidad vegetal.

Estos hallazgos concuerdan con lo observado en la literatura, según se expone a continuación.

5.1.1. Diferencias en estructura de la comunidad. Diferencias en la estructura de la comunidad vegetal entre borde e interior fueron observadas por Granados (2013) que logró diferenciar las comunidades vegetales de parcelas de bosque ubicadas en fragmentos de la cuenca del río San Jerónimo, México, en “sitios en borde exterior”, “en borde interior” y “de zona núcleo”, con datos de composición, abundancia, riqueza y diversidad. Los sitios de “borde exterior” fueron los ubicados de 0 a 50 m desde el borde de los fragmentos, en tanto que los de “borde interior” son los que se encontraban de 50 a 100 m y “zona núcleo” lo que estaban a más de 100 m desde el borde.

Es claro que el borde sustenta comunidades vegetales que se diferencian de zonas ubicadas lejos de las orillas, por ejemplo un estudio de Forero y Finegan (2002) en un bosque tropical húmedo, al norte de Costa Rica se encontró que en los bordes hay una mayor abundancia de especies heliófitas, es decir, aquéllas que son intolerantes a la sombra (Gallegos *et al.*, 2008), que dan indicios de un proceso de regeneración de éstas

después de que ocurre la fragmentación del hábitat. Por otro lado, Stevenson y Rodríguez (2008) encontraron en un fragmento de bosque de la Amazonia colombiana, donde encontraron que las especies cercanas al borde correspondían a plantas pioneras (de semilla pequeña), y las especies encontradas lejos de borde eran de bosque maduro (de semilla grande), todas dispersadas mediante factores bióticos. En un estudio campo de Monte ubicado a unos 30 km de la localidad de Viedma, en el departamento Adolfo Alsina de la provincia de Río Negro, de Kröpf *et al.* (2007) encontraron que los disturbios que actúan sobre este ecosistema a distintas escalas pueden modelar la vegetación al modificar la cobertura, densidad, biomasa y fenología de las especies. Otro estudio que nos muestra diferencias en la estructura de la comunidad es el de Delgado *et al.* (2004) en las islas Canarias en bordes de dos tipos de bosque, uno de laurisilvas y otro de pinos (*Pinus canariensis*) que colindan con carreteras y que están expuestos a afecciones viarias (esto es, incidencia de vialidades). Ellos reportan tres veces más especies (arbóreas y no arbóreas) nativas y exóticas en los primeros 5 m desde el borde que a 90 m del mismo, además encontraron que especies tolerantes a la sombra dominan en el interior del bosque.

Los resultados anteriores coinciden con lo obtenido en el presente trabajo, pues se observaron diferencias en la estructura de la comunidad vegetal, ya que se encontró una cobertura relativa distinta en los bordes y en los hábitats internos, lo cual modifica la estructura de la comunidad vegetal que existe en esos sitios, lo cual podría estar relacionado con el disturbio que se encuentra en las zonas de borde.

5.1.2. *Reducción de la diversidad vegetal.* El cambio de la diversidad vegetal entre el borde y el interior se ha observado en estudios como el de Delgado *et al.* (2004), donde encontraron una menor diversidad en los bordes en comparación con las zonas internas, en un bosque de las islas Canarias, España. Estos autores observaron también que la diversidad va aumentando conforme se van alejando del borde. De igual manera, en un estudio de Laiolo *et al.* (2005) en los bosques de coníferas de los Alpes se encontró que había una mayor diversidad de árboles en el interior del bosque que en los bordes, lo cual, a su vez, beneficia a la diversidad de aves. En el caso de la REPSA en los bordes se encuentra una reducción de número de especies, principalmente nativas del matorral xerófilo.

A pesar de lo anterior, la presencia de bordes no siempre es sinónimo de pérdida de diversidad; por ejemplo, en un bosque templado del centro de México Granados *et al.* (2014) encontraron que había valores más altos de diversidad y riqueza de las especies vegetales en los bordes de los fragmentos que en las zonas internas. Ellos encontraron que estos parámetros disminuyen conforme se alejan del borde hacia el interior, siendo esto muy notable hacia los 100-150 m; a pesar de esto, los interiores presentan una mayor abundancia de especies nativas en contraste con los bordes. En el mismo sentido, en un estudio de Andrieu *et al.* (2017) realizado en tres fragmentos de diferentes tipos de vegetación de Francia (bosque de pino, bosque de encino y bosque de robles), que colindan con cultivos, se encuentra que la diversidad de la vegetación fue más alta en los bordes que en el interior, lo cual lo atribuyen a que en los bordes se establecen especies

leñosas que podrían ser una barrera para la dispersión de semillas, así como a que los bordes favorecen el establecimiento de plantas bien adaptadas a este tipo de ambiente.

5.2. Factores ecológicos que inciden en los bordes de la REPSA

En el caso de la REPSA, la reducción de la diversidad vegetal y el incremento de la dominancia de especies exóticas en los bordes que ocasionan que la composición y estructura de la comunidad vegetal que albergan sea diferente a la del interior pueden estar relacionadas a diversos factores que actúan separados o simultáneamente de manera diferencial entre las zonas de borde y las zonas internas, como son: el régimen de disturbios (p. ej., incidencia de basura y cascajo), las condiciones (luminosidad y viento), la disponibilidad de recursos (sustrato o radiación solar) y las interacciones bióticas (actividad de dispersores de semillas y competencia diferencial con plantas exóticas) (ver Fig. 10), según se expone a continuación.

Los factores de deterioro más importantes en la REPSA son: (1) reducción y fragmentación del área de las zonas verdes y de vegetación natural aledañas, (2) acumulación de desechos inorgánicos y orgánicos, (3) depósito de escombros, (4) invasión de elementos bióticos exóticos, e (5) incendios (Cano-Santana *et al.*, 2006, Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). En el caso específico de los bordes de la REPSA la baja diversidad que se encontró es dada por tres factores: (1) el disturbio generado por acciones humanas, (2) la presencia de plantas exóticas y la posible competencia que se genera con la vegetación nativa, y (3) la baja heterogeneidad de las formas del relieve de la superficie ya que se modifica el sustrato basáltico en estas áreas por la deposición de cascajo,

sedimento y basura (Cano-Santana *et al.*, 2006; Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). Estos depósitos de residuos, que se encuentran en las orillas de las zonas núcleo y de amortiguamiento, incrementan la posibilidad de que se establezca flora exótica (Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). Esto significa que el disturbio que se genera en los límites está afectando el establecimiento de especies nativas (Antonio Garcés *et al.*, 2009; Hernández-Herrerías, 2011), ya que cambia la disponibilidad de recursos y de nutrientes, la estructura de la red trófica y los regímenes de disturbio de los ecosistemas (Suding y Gross, 2006), lo que causa la pérdida de biodiversidad y afecta la estructura de los ecosistemas (Mack *et al.*, 2000; Stohlgren *et al.*, 2002). Dicho cambio puede ser permanente en el caso de que se eliminen especies al ser incapaces de regenerarse después de un disturbio (Gordon, 1998). En contraste, en el interior de la REPSA existe una gran heterogeneidad dada por la presencia de grietas, hondonadas, planicies, pendientes y promontorios rocosos originados por las diferencias en la inclinación del terreno y los accidentes del relieve original (Castillo-Argüero *et al.*, 2009), lo cual tiene implicaciones en las especies ya que existen micrositios donde se establecen las plantas que están adaptadas a este tipo de heterogeneidad en el sustrato. En los bordes dichos micrositios son modificados.

Cano-Santana *et al.* (2006) discuten que los disturbios más importantes que afectan al ecosistema del Pedregal de San Ángel son: (1) la reducción y fragmentación del área de vegetación natural, (2) la acumulación de desechos inorgánicos (envolturas de comida, unicel, PET y llantas, entre otros) y orgánicos (restos de alimentos), (3) el depósito de escombros, y (4) los incendios. El factor (1) promueve la incidencia de los efectos de

borde en el Pedregal de San Ángel y es evidente su papel en la REPSA, la cual se encuentra muy fragmentada. Esta fragmentación genera bordes que son más susceptibles que las zonas internas a sufrir la incidencia de los factores (2), (3) y (4) de disturbio, lo cual está asociado a la facilidad de contacto con las actividades humanas.

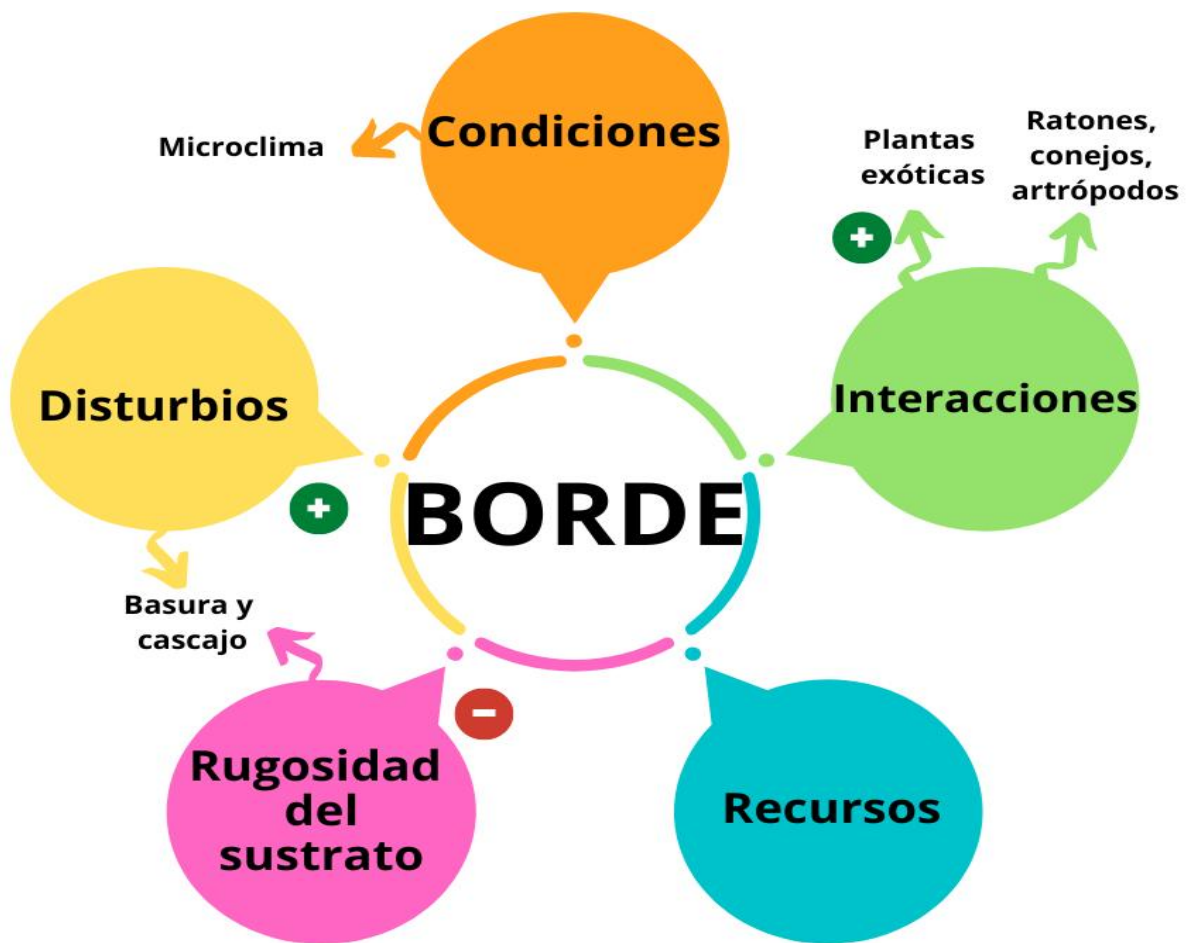


Figura 10. Esquema de factores que modifican los bordes de la REPSA

5.2.1 *La dominancia de las plantas exóticas.* Una dominancia de especies de plantas exóticas en los bordes ha sido observada en varios estudios. Lyons-Galante y Haro-Carrión (2017) midieron la cobertura de pastos en 227 parcelas trazando transectos de 44 m desde el borde hasta el interior de los bosques tropicales secos y registraron la dominancia de pastos exóticos en los bordes de los bosques de diferente edad sucesional de Ecuador, y que esta dominancia de pastos exóticos en términos de cobertura era mayor en los bosques secundarios de 20-25 años de edad que en los maduros. Por su parte, McDonald y Urban (2006) midieron la composición de especies en transectos ubicados en 66 bordes de un bosque en Piamonte en Carolina del Norte y encontraron que la composición y la estructura de la comunidad vegetal de los bordes son significativamente diferentes a las del interior; en particular, encontraron que existe una mayor abundancia de especies exóticas en el borde, lo cual lo atribuyen a factores edáficos y a la dispersión de semillas, de igual manera hallaron que dicho efecto solo penetra 5 m en el bosque.

Por otra parte, en un estudio realizado en vegetación de matorral costero, bosque de laurisilva, pinar y de bosque termófilo de la isla Tenerife con parcelas de 10 m paralelos al borde y 5 m perpendiculares al mismo, Arteaga *et al.* (2009) encontraron que la riqueza de las especies exóticas fue significativamente mayor en los bordes cercanos a las carreteras que en las zonas internas. Ellos observaron que las plantas exóticas explotan el corredor viario como vía de dispersión principal lo cual relacionaron con el grado de perturbación de los bordes, el ancho de los bordes de las carreteras y la distancia a los

núcleos urbanos más cercanos que son fuentes de propágulos. No obstante, estos autores no encontraron diferencias entre borde e interior en el matorral de montaña.

Asimismo, en un estudio realizado en un bosque seco tropical de la Reserva Maná Dulce, Colombia, Pachón-Venega *et al.* (2021) encontraron que los árboles con mayor diámetro a la altura del pecho son poco frecuentes en las zonas medias (25 m) y de borde de un transecto. En otro estudio, Granados *et al.* (2014), al muestrear 29 fragmentos en un bosque templado del centro de México, registran la existencia de un gradiente borde-interior que impacta principalmente en la composición vegetal. Ellos encontraron que en los fragmentos donde la distancia hacia los bordes era menor de 50 m se presentaban especies que tenían afinidad por ambientes de borde (como pinos cultivados exóticos) o por ambientes perturbados, en tanto que en los fragmentos que mantenían zonas a una distancia de más de 100 m del borde hubo una mayor abundancia de especies nativas.

En el caso de la REPSA, se encontró mayor cobertura de malezas en las zonas de borde, las malezas son consideradas como las pioneras de la sucesión, es decir, la que ocurre después del disturbio (Bunting, 1960) y estas definen como plantas adaptadas a hábitats hechos por los humanos e interfieren con las actividades humanas (Holzner, 1978), lo cual explicaría su dominancia. De igual manera se encontró alta cobertura de vegetación de hábitos herbáceos exóticos en las zonas de borde, lo cual se podría deber a la competencia de este tipo de plantas que se da con plantas de otra formas de crecimiento en el interior. Una posible razón de la dominancia de cobertura plantas exóticas y malezas en los bordes de la REPSA es el cambio del tipo de suelo que surge de los disturbios asociados a la fragmentación, ya que en los bordes el sustrato rocoso con

suelo somero es sustituido por residuos que se acumulan en el borde disminuyendo la disponibilidad del sustrato original al cual están adaptadas las plantas nativas. Esto mismo se puede observar en el estudio de Kutschker *et al.* (2015) realizado en el Parque Nacional Los Alerces, Chile, en el cual concluyen que los disturbios contribuyen a la colonización de los sitios por especies exóticas, particularmente invasoras, lo que modifica la estructura y composición de las comunidad vegetal de especies nativas. Los autores discuten que las especies herbáceas exóticas invasoras tienen diversas formas de dispersión de sus semillas que les facilita la colonización de zonas perturbadas en etapas tempranas. Algo similar ocurre en los bordes de la REPSA, donde en sus bordes se se registra una alta cobertura de especies herbáceas exóticas, como es el caso de *Cenchrus clandestinus*, un pasto exótico originario de África e introducido para los jardines y campos deportivos de la Ciudad Universitaria de la UNAM. De igual forma, Castillo-Argüero *et al.* (2009) reportan que muchas especies que incluidas en su listado florístico de la REPSA son introducidas, lo cual nos permite ver que estas especies están ingresando al sistema de manera continua consecuencia de eventos antropogénicos que modifican la dinámica natural de la comunidad. Segura-Burciaga (2009), por su parte, encontró que una de las especies introducidas más importantes en la REPSA, *Eucalyptus camaldulensis* (que él reconoce como *E. resinifera*), que son árboles muy altos con una alta velocidad de crecimiento, compiten exitosamente por la radiación solar lo cual afecta el éxito de las plantas que crecen bajo su sombra, esto podría estar modificando la cobertura de especies nativas en los bordes, ya que, *E. camaldulensis tiene alta cobertura en estos sitios.*

Algunas de las especies exóticas registradas en la REPSA, como *Leonotis nepetifolia*,

Eucalyptus globulus y *Cenchrus clandestinus* se encontraron en los bordes pero también se registraron en el interior, pero en menor medida ya que la forma en la que los disturbios afectan el patrón de establecimiento depende de (Wayne, 1984; Hernández-Herrerías, 2011): (1) las características morfológicas y reproductivas de las especies; (2) la biología reproductiva de las especies que no estaban presentes durante el disturbio, pero que pueden llegar al parche perturbado por dispersión; y (3) el tipo de disturbio y sus características (dependientes de la intensidad y severidad del disturbio, la forma y el tamaño del área perturbada y su localización, la heterogeneidad del ambiente al interior del área perturbada y el momento en el que fue creada).

5.2.2. Baja diversidad en bordes de especies nativas. Para entender la probable baja diversidad en los bordes de la REPSA es necesario retomar algunos factores mencionados anteriormente: (1) el disturbio generado por acciones humanas, (2) la presencia de plantas exóticas y la competencia que se genera con la vegetación nativa, y (3) la baja rugosidad del sustrato generado por los desechos depositados, ya que se presenta una desaparición del sustrato basáltico por la acumulación de cascajo o basura (Cano-Santana *et al.*, 2006). Estos depósitos de residuos, que se encuentran en las orillas de las zonas núcleo y de amortiguamiento, incrementan la posibilidad de que se establezca flora exótica (Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). Esto significa que el disturbio que se genera en los límites probablemente está afectando el establecimiento de especies nativas (Antonio Garcés *et al.*, 2009; Hernández-Herrerías, 2011), lo que causa pérdida de biodiversidad y afecta la estructura ecosistémica (Mack *et al.*, 2000; Stohlgren *et al.*, 2002). Dicho cambio puede ser permanente en el caso de que se eliminen especies, al ser

incapaces de regenerarse después de la perturbación (Gordon, 1998).

Otro factor importante son las especies exóticas que se encuentran predominantemente en los bordes, algunas provenientes de los jardines de Ciudad Universitaria o de la zona habitada o especies introducidas a propósito. Un ejemplo importante de resaltar es la presencia de eucaliptos en el 50% de los bordes que se estudiaron, la cual es una especie exótica e introducida, y su presencia puede estar promoviendo la ausencia o la disminución de algunas especies nativas debido a las sustancias aleloquímicas que liberan aquéllos (Espinosa-García, 1996). De igual manera, Segura-Burciaga y Meave (2001) encontraron que en los sitios de la REPSA donde había mayor cobertura de eucaliptos se daba lo que se le conoce como el “efecto eucalipto” el cual consiste en un acaparamiento del luz por parte de estos árboles y una capa de hojarasca que interfiere con la germinación de las semillas de otras especies, lo cual podría explicar que riqueza de especies nativas en la REPSA es mayor en sitios donde no se encuentran eucaliptos. Pese a lo anterior, es importante señalar que Morelos-Rebollar (2022) encontró que no había efectos negativos sobre las comunidades vegetales asociadas a la presencia de eucaliptos.

Analizando los resultados de este estudio, podemos ver que varias especies nativas no se encontraron el borde y hace suponer que su capacidad de restablecerse después de un disturbio es escasa o nula (tal como es el caso de las 42 especies vegetales señaladas en la Tabla 3, por ejemplo: *Myriopteris aurea*, *Pellea ovata*, *Bursera cuneata*, *Euphorbia potosina* y *Bommeria pedata*), las cuales se encontraron en los sitios de interior pero no en los sitios de borde, que podría significar que tienen menores coberturas en estos, lo

cual tiene como implicación la modificación de la composición de especies.

5.2.3 Heterogeneidad del sustrato. En el interior de la REPSA existe una gran heterogeneidad topográfica originada por las diferencias en la inclinación del terreno, los accidentes del relieve original y el tiempo de enfriamiento de las distintas capas de lava (Castillo-Argüero *et al.*, 2009). Dicha variación topográfica es fundamental para explicar la variabilidad espacial en la estructura de la comunidad vegetal (Cano-Santana, 1994a, b). Esos rasgos microtopográficos tienen como consecuencia una estructura de vegetación muy heterogénea, asociada a grandes diferencias en la composición florística (Álvarez *et al.*, 1982; Cano-Santana, 1994a, b), así como al posible establecimiento de un gran número de especies (Santibáñez-Andrade, 2005). Esa topografía se presenta en los sitios de interior de la REPSA y está ausente en el 50% de los bordes (*obs. pers.*), ya que algunas zonas límite experimentaron la extracción de roca basáltica (Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016) y el relleno con tierra, el cual podía extenderse a las zonas internas, dando como resultado la ruptura estructural del sustrato geológico (Z. Cano-Santana, *com. pers.*), lo cual podría explicar las diferencias encontradas en la estructura de la comunidad vegetal de sitios de borde y de interior, así como lo muestran Xu *et al.* (2000), quienes encontraron que la heterogeneidad de la topografía, la vegetación y el microclima está fuertemente correlacionada con la riqueza de especies de plantas en plantas en los Ozarks, Misuri.

5.2.4. Microclimas. Por otra parte, las variables microclimáticas medidas no mostraron un patrón claro y uniforme, pero sí hubo diferencias entre hábitats de borde e interior en términos de temperatura máximas y mínimas y en la oscilación térmica; y en dos de tres

sitios, la humedad nocturna es más alta en el interior (Fig. 6). Estos cambios de clima influyen en la estructura y composición de la vegetación a lo largo del perímetro del remanente (Fox *et al.*, 1997). Se ha visto que los patrones de crecimiento y reproducción de las plantas son alterados por los cambios en el microclima, los rasgos del suelo y la disponibilidad de agua, lo cual produce daño y alta mortalidad que se ve reflejado en los cambios en la estructura, composición y diversidad del bosque (Laurance *et al.*, 2002). De igual manera, las variables microclimáticas pueden afectar de manera diferencial a las especies alterando, sobre todo, su supervivencia de las plántulas. La ausencia de un patrón claro y uniforme de cambios de las variables microclimáticas medidas (temperatura y humedad relativa) en este trabajo puede deberse a que en la REPSA existe una alta variabilidad en los rasgos de los bordes debido a la presencia de rejas, bardas, vías peatonales, vías vehiculares de alta y mediana velocidad, así como de edificaciones.

Una característica relevante de la Reserva Ecológica de Pedregal es su alta heterogeneidad del sustrato basáltico que juega un papel crucial en el mantenimiento de la diversidad de la REPSA, ya que se generan numerosas unidades microambientales contrastantes (Carrillo-Trueba, 1995), las cuales ofrecen una amplia gama de condiciones para el establecimiento y crecimiento de especies con diferentes requerimientos (Santibáñez-Andrade, 2005; Castillo-Argüero *et al.*, 2007), por lo tanto, este tipo de sustrato puede presentar la variabilidad de temperatura y humedad que jueguen un papel importante en la presencia de especies vegetales, la cual se pierde con la modificación urbana, en este caso, la existente en los bordes de la REPSA. Olvera-Carrillo *et al.* (2009), por ejemplo, encontraron que la microtopografía heterogénea del sustrato de lava,

genera diferencias en la sombra proporcionado por las rocas y las plantas aquí ubicadas y se ve modificada la presencia de agua debido a la alta filtración causada por la estructura de la roca basáltica y la baja capacidad de retención de agua del suelo poco profundo, lo cual determina sitios seguros para la germinación de las semillas de ciertas especies, como las de *Opuntia tomentosa* .

5.3. Las especies indicadoras de ambientes internos y de borde

Se encontró un total de 42 especies indicadoras de interior, la mayoría nativas (Tabla 3). Una de esas especies es *Muhlenbergia robusta*, un pasto nativo que tiene una gran cobertura (Fig. 2; Tabla 1) y frecuencia (Fig. 3). Se sugiere que su dominancia se debe a que esta especie tiene la más amplia distribución en diferentes microambientes, ya que no presenta ninguna afinidad específica (Santibáñez-Andrade, 2009). Por otra parte, la única especie exótica indicadora de interior fue *Melinis repens* (Tablas 1 y 3), un pasto nativo de África pero con una amplia distribución en México, el cual es considerado como arvense, es decir, que tiene la capacidad de crecer en condiciones de disturbio (Villaseñor y Espinosa, 1998). Asimismo, se registraron especies nativas indicadoras de interior, tal como fue el caso de *Echeveria gibbiflora*, *Phlebodium pseudoaureum* y *Opuntia tomentosa* (Castillo-Argüero *et al.*, 2007). En el caso de *Echeveria gibbiflora* su mayor dominancia en los sitios de interior se podría deber a que generalmente se encuentra en sustratos rocosos carentes de suelo como peñascos pendientes y flujos de lava y se considera que esto se puede deber a que en estos tipos de sitios disminuye la competencia intrínseca con otros individuos (Cruz, 1990); otro factor podría ser que sus semillas se dispersan a

cortas distancias (Larson, 1992). Por su parte *P. pseudoaureum* es un helecho terrestre y epipétrico, es decir, que se desarrolla en dos tipos de sustratos: sobre la tierra y las rocas (Hernández-Mendoza *et al.*, 2015) y dicha afinidad por sustratos rocosos puede explicar su mayor cobertura en el los hábitats del interior.

Existen otros ejemplos de organismos que se encuentran en mayor medida en las zonas de interior y su presencia en los bordes es escasa y los cuales me parece importante mencionar, ya que probablemente estén cambiado la estructura de estos sitios. Montesinos-Laffont (2013) encontró una menor densidad del roedor nativo *Peromyscus gratus* en los bordes de la REPSA. De igual forma Montes-Rodríguez (2022) registró que las poblaciones del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) son afectadas por la contaminación lumínica y sonora, tránsito vehicular y peatonal, y acumulación de desechos, así como la vegetación que se encuentran en los bordes de la REPSA, por lo cual su actividad, registrada a través del depósito de sus heces, se concentra en el interior de la REPSA.

Por otra parte, se encontraron 46 especies indicadoras de borde, 30 nativas y 16 exóticas (Tabla 2). De las 15 especies exóticas indicadoras de borde la más dominante es *Cenchrus clandestinus* (= *Pennisetum clandestinum*; Fig. 2, Tabla 1), la cual es una invasora de origen africano asociada a la degradación del Pedregal (Cano-Santana *et al.*, 2006; Hernández-Herrerías, 2011; Estañol, 2014). Sus altas coberturas reflejan un alto grado de perturbación (Estañol, 2014), pues se ha observado que en los tiraderos de cascajo y en los sitios donde se extrajo basalto hay una alta dominancia de este pasto exótico (Hernández-Herrerías, 2011; Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). La baja diversidad

que se encontró en los bordes se asocia a la presencia y gran abundancia de esta planta. Los depósitos de residuos de origen orgánico e inorgánico que se depositan en las orillas de la REPSA también incrementan la probabilidad de establecimiento de la fauna exótica e invasora, tal como ha sido discutido por Lot *et al.* (2012) y Zambrano *et al.* (2016).

Otra especie indicadora de borde es el árbol exótico *Schinus molle* (Fig. 2; Tabla 1). Se trata de una especie leñosa puede medir de 4 a 6 m de altura y es originaria de América del Sur, y pese a ser una especie arbórea de gran tamaño no es una planta dominante ni competitiva, y sus hojas y frutos son alimento de insectos y aves nativas (Cano-Santana *et al.*, 2006).

Las especies nativas indicadoras pueden estar relacionadas con algunos tipos de microambientes, lo cual depende una vez más de sus requerimientos ambientales (Santibáñez-Andrade, 2005). Éste es el caso de *Leonotis nepetifolia* (Fig. 2, Tabla 1), la cual es una especie perenne herbácea y su hábitat son las orillas de los caminos y los alrededores de las habitaciones humanas, con un origen en África tropical (Vibrans, 2009).

Las especies indicadoras de borde nativas con valores más altos de cobertura en este tipo de ambiente fueron: *Ipomoea purpurea*, *Cissus sicyoides* y *Dicliptera peduncularis*, las cuales son consideradas como malezas, de acuerdo con Villaseñor (1998). Este tipo de especies se caracteriza por tener tasas elevadas de crecimiento, diversos mecanismos de dispersión y una gran tolerancia a variaciones de condiciones ambientales, por lo cual van a modificar la estructura, composición y procesos del ecosistema (Castillo-Agüero *et al.*, 2009). De igual manera, estas especies son consideradas enredaderas, es decir, se sostienen de otras plantas u objetos para tener una mayor exposición de luz. Uno

de los principales factores para que este tipo de plantas se puedan establecer en un sitio es que tengan disponibilidad de luz y de soporte, como bardas y vallas alambradas (D'Agostino *et al.*, 2012), por lo tanto, su riqueza está asociada a sitios con un grado de disturbio (Malizia y Grau 2008).

También hay especies que se encontraron en ambos sitios casi en igual proporción. Algunas especies incrementan sus áreas de distribución, ya que les favorecen las condiciones creadas por la eliminación o la alteración de la cubierta vegetal original (Soberón *et al.*, 1991; Ezcurra *et al.*, 1999; Velásquez y Romero, 1999). Un ejemplo de esto es *Buddleja cordata*, la cual es una especie nativa de la REPSA y es considerada una especie pionera (Mendoza-Hernández *et al.*, 2010), es decir, que se encuentra ligada a las condiciones que se generan a abrirse un claro (Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes, 1971), ya que presenta una germinación masiva de semillas en años con lluvias abundantes cuando se abren sitios por deforestación o caída de árboles; también se sabe que las semillas de esta especie presentan mayor porcentaje de germinación en zonas de borde que en zonas de bosque denso (Mendoza-Hernández, 2002, Cano-Santana *et al.*, 2006) y tienen altas tasas de crecimiento (Mendoza-Hernández *et al.*, 2010). Por otra parte, Castillo-Argüero *et al.* (2004) evaluaron la lluvia de semillas durante un año en la REPSA y reportó que más de la mitad de éstas fue aportada por *B. cordata*.

Una característica de las especies presentes en ambos sitios es que son malezas (o arvenses), es decir, presentan tasas elevadas de crecimiento, tolerancia a diferentes condiciones ambientales y eficiente dispersión de semillas (Castillo-Argüero *et al.*, 2004) Su presencia se podría deber a diferentes estrategias que les permiten tolerar el estrés y

el disturbio que se encuentran en los bordes de zonas fragmentadas (Gime, 1977).

5.4. Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos y en la discusión elaborada, se formulan las siguientes conclusiones:

1. De acuerdo con los datos de riqueza, diversidad, composición y cobertura relativa se encontró que en los bordes la diversidad vegetal es reducida y tienden a dominar las especies exóticas, en contraste con lo sitios del interior.
2. Se registraron 46 especies indicadoras de borde (Tabla 2) y 42 especies indicadoras del interior.
3. Un factor central que puede estar determinando estas diferencias son los disturbios ocasionados por las actividades humanas (como el depósito de escombros y otros desechos), lo que facilita la colonización de plantas exóticas.
4. Aunque las diferencias en las condiciones microclimáticas de ambos hábitats pueden estar involucradas en este patrón, no se encontraron evidencias de esto, lo cual se puede deber a la gran variedad de tipos de borde que se encuentran en la REPSA.

Los estudios sobre efecto de borde en la estructura de la comunidad vegetal generan información para elaborar estrategias que facilitarán la realización de trabajos dentro de la REPSA; asimismo, se podrán tomar decisiones que beneficien al objetivo de restauración ecológica o de conservación de este ecosistema, por ejemplo, la ubicación de senderos o caminos interiores o para determinar el tamaño de zonas de amortiguamiento y así prevenir daños. Es importante que cada esfuerzo busque proteger uno de los últimos

relictos del ecosistema de los pedregales del sur de la Ciudad de México y su gran diversidad biótica.

5.5. Perspectivas de estudio: factores que inciden en los bordes de la REPSA

Con base en los datos obtenidos se plantean las siguientes perspectivas de este estudio.

Una de las interacciones que son afectadas en sitios de borde es la herbivoría. Esta interacción afecta la composición de la comunidad vegetal (Gill y Marcks, 1991; Cadenasso y Pickett, 2000; Granados *et al.*, 2014), así como la densidad de algunas especies. Los cambios en la estructura de la comunidad vegetal en los bordes indican que las interacciones entre las especies dentro y en el borde se pueden modificar, lo que podría afectar la abundancia de ciertas especies vegetales. Por ejemplo, en la mitad de los bordes de las parcelas estudiadas existe la presencia de eucaliptos, los cuales llegan a afectar de manera severa la fauna, como abejas y abejorros que visitan sus flores (Cano-Santana *et al.*, 2006), de igual manera se puede afectar la dispersión de semillas (McDonald y Urban, 2006), como la que realizan los conejos castellanos, donde según un estudio de Glebskiy (2019) la especie *Sylvilagus floridanus* tiene efectos importantes en la cobertura y biomasa de algunas especies de plantas de la REPSA, principalmente *Manfreda scabra* y *Muhlenbergia robusta*, además de que puede estar relacionado con la dispersión de especies de plantas “raras” que forman parte de la vegetación de la reserva.

Como ya se mencionó en este trabajo, la REPSA tiene un sustrato con alta heterogeneidad donde se generan diferentes microclimas. En los bordes este sustrato se ve modificado, pero en este estudio no se hicieron mediciones sobre los cambios en estos

micrositios, los cuales podrían provocar mortalidad en las especies nativas por no ser tolerantes a estos cambios (Hobbs y Yates 2003), por lo tanto, sugiero que en futuros estudios se tomen en cuenta estos cambios que están ocurriendo en los bordes.

Los datos en este estudio no reflejan un patrón claro que diferencie las variables de humedad relativa y temperatura entre ambientes de borde e internos, pero numerosos estudios han obtenido una disparidad significativa entre las mediciones de borde e interior que provocan cambios en la composición vegetal (Santiago-Pérez *et al.*, 2009). Como se mencionó, los bordes de la REPSA son heterogéneos, pues el grado y tipo de afectación son determinados principalmente por características del paisaje, como la historia de uso, tipo de matriz, tipo de vegetación y orientación (Mora y Galeano, 2004). Por lo anterior, considero que valdría la pena analizarlos y determinar cuáles de éstos son más abruptos (rugosos) y cuáles más suaves (planos), los primeros presentan factores ambientales más extremos y limitantes para el establecimiento de la regeneración de especies, ya que existe una mayor oscilación de la temperatura del aire, humedad relativa y humedad del suelo (Santiago-Pérez *et al.*, 2009). Este cambio en la humedad relativa podría estar afectado la humedad del mantillo y, por tanto, las tasas de descomposición en los hábitats de borde en comparación con el interior, lo que altera los procesos ecosistémicos del suelo y se modifica la calidad y cantidad de nutrientes (Romero-Torres y Ramírez, 2011).

Un aspecto importante, y que en este estudio no se consideró, es la dispersión de semillas de las diferentes especies vegetales, ya que las condiciones de borde son favorables para algunas especies con altas capacidades de dispersión y establecimiento,

por ejemplo, las que tienen dispersión de semillas por aire y por animales (Santiago-Pérez *et al.*, 2009). De igual manera, valdría la pena estudiar el efecto de facilitación principalmente en los sitios de borde, donde las especies podrían estar modificando el microambiente y ayudando a algunas especies para que se establezcan en estos sitios. De igual manera, sería deseable que se considere realizar un muestreo con líneas de Canfield perpendiculares al borde para conocer el recambio de especies y cómo va cambiando gradualmente el efecto de borde.

Todos estos aspectos pueden estudiarse en un futuro.

LITERATURA CITADA

- Aizen, M. A. y Feinsinger, P. 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine Chaco Serrano. *Ecological Applications* 4:478–392.
- Alek, L., Zahradnik, D., Marušak, R., Jerabkova, L. y Merganica, J. 2013. Forest edges in managed Riparian Forest in the eastern part of the Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 305:1-10.
- Anderson, C., Cady, A. y Meikle, D. 2003. Effects of vegetation structure and edge habitat on the density and distribution of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in small and large forest patches. *Canadian Journal of Zoology* 81(5):897-904.
- Andrieu, E., Cabanettes, A., Alignier, A., Van Halder, I., Alard, D., Archaux, F. y Deconchat, M. 2017. Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. *Basic and Applied Ecology* 27:83-95.
- Arteaga, M. A., Delgado, J. D., Otto, R., Arévalo, J. R. y Fernández-Palacios, J. M. 2009. Efecto de borde de las carreteras en la flora nativa y exótica de Tenerife (Islas Canarias). 3er. Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Zaragoza, España, 24-27 de noviembre.
- Bazzaz, F. 1983. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. En: Mooney, H. y Godron, M. (eds.). *Disturbance and ecosystems*. Springer, Berlín, pp. 59-275.
- Brunel, N., y Seguel, O. 2011. Efectos de la erosión en las propiedades del suelo. *Agro Sur* 39(1):1-12.
- Bunting, A. H. 1960. Some reflections on the ecology of weeds. En: Harper, J. L. (ed.). *Biology of weeds: A symposium of the British Ecological Society*. Blackwell, Oxford,

pp. 11-26.

Cadenasso, M. y Pickett, S. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology* 88:31-44.

Camargo, J. L. C. 1993. Variation in soil moisture and air vapour pressure deficit relative to tropical rain forest edges near Manaus, Brazil. Tesis de maestría. University of Cambridge, Cambridge.

Canfield, R. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Forestry* 39:388-349.

Cano-Santana, Z. 1994a. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Cano-Santana, Z. 1994b. La reserva del Pedregal como ecosistema: estructura trófica. En: Rojo, A. (comp.). Reserva ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 149-158.

Cano-Santana, Z., Domínguez-Álvarez, L.A., Moyers-Arévalo, R.L., Velázquez-López, R. y García-Jiménez, C. 2009. La reserva ecológica del Pedregal de San Ángel: Estudios ecosistémicos. Resumen CoFC1507e-25. Memorias in extenso [CD]. VII Congreso sobre Áreas Naturales Protegidas de México. SEMARNAT, Comisión de Áreas Naturales Protegidas y el Gobierno del Estado de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P. Jul., 13-17.

Cano-Santana, Z., Pisanty, I., Segura, S., Mendoza-Hernández, P.E., León-Rico, R., Soberón, J., Tovar, E., Martínez-Romero, E., Ruiz, L.C. y Martínez-Ballesté, A. 2006. Ecología,

conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle. En: Oyama K. y Castillo A. (eds.). Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica. UNAM y Siglo XXI, México, pp. 203-226.

Castillo-Argüero, S., Martínez-Olea, Y., Meave, J. A., Hernández-Apolinar, M., Núñez-Castillo, O., Santibáñes-Andrade, G. y Guadarrama-Chávez, P. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 107-117.

Castillo-Argüero, S., Martínez-Olea, Y., Romero-Romero, M. A., Guadarrama-Chávez, P., Núñez-Castillo, O., Sánchez-Gallen, I. y Meave, J. A. 2007. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos florísticos y ecológicos. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Castillo-Argüero, S., Montes-Cartas, G., Romero-Romero, M.A., Martínez-Olea, Y., Guadarrama-Chávez, P., Sánchez-Gallén, I. y Núñez-Castillo, O. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F., México). Boletín de la Sociedad Botánica de México 74:51-75.

Chen, J., Saunders, S., Crow, T., Naiman, R., Broszofski, K., Mroz, G., Brookshire, B. y Franklin, J. 2015. Microclimate in for ecosystem and landscape ecology. Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. BioScience 49(4):288-297.

Cruz M., C. 1990. Estudio sobre herbivoría y demografía en *Echeveria gibbiflora*

- (Crassulaceae), una planta perenne en el Pedregal de San Ángel. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/3434318>
- D' Agostino, A. B., Gurvich, D. E., Ferrero, M. C., Zeballos, S. R. y Funes, G. 2012. Requerimientos germinativos de enredaderas características del Chaco Serrano de Córdoba, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 60(4):1513-1523.
- Del Valle Neder, L., Busnelli, J., y Sampietro Vattuone, M. M. 2010. Incremento de erosión y suelos degradados por acciones antropogénicas y variaciones climáticas, Tucumán. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 66(4):499-504.
- Delgado, J. D., Arévalo, J. R. y Fernández-Palacios, J. M. 2004. Consecuencias de la fragmentación viaria: efectos de borde de las carreteras en la laurisilva y el pinar de Tenerife. En: Fernández-Palacios M., J. M. y Morici, C. (coords.). *Ecología Insular/Island ecology*. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET), Cabildo Insular de La Palma, Santa Cruz de la Palma, España, pp. 181-225.
- Dimond, J. 1989. The present, past and future of humand-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 325 (1228):469-477.
- Espinosa-García, F. J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L'Herit. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* (58):55-74.
- Fagan, W., Cantrell, R. y Cosner, C. 1999. How habitat edges change species interactions. *American Naturalist* 153:165-182.
- Forero Molina, A. y Finegan, B. 2002. Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el

- manejo y la conservación. Recursos Naturales y Ambiente 28:39-43.
- Fox, B. J., Taylor, J. E., Fox, M. D. y Williams, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. Biological Conservation 82:1-13.
- Gallegos, A., González, G., Hernández, E. y Castañeda, J. 2008. Determinación de gremios ecológicos de ocho especies arbóreas de un bosque tropical de Jalisco, México. FAO, México.
- García, E. 1988. Modificaciones de sistema climático de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la república mexicana. Editado por la autora, México.
- Gehlhausen, S., M., Schwartz, M. W., y Augspurger, C. K. (2000). Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. Plant Ecology 147:21-35.
- Geiger, R. 1965. The climate near the ground. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Glebskiy, Y. 2019. Efecto del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) sobre la comunidad vegetal del Pedregal de San Ángel . Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Glebskiy, Y., Castellanos-Vargas, I., Dorantes-Villalobos, D. y Cano-Santana, Z. 2018. Role of predators, terrain ruggedness and plant composition for the abundance of the eastern cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*). Southwestern Naturalist 63: 59-63.
- Gill, D. y Marks, P. 1991. Árbol y plántulas de arbustos colonización de campos antiguos en el centro de Nueva York. Monografías Ecológicas 61:183-205.
- Gómez-Mendoza, M. y Sánchez, J. 2004. Tendencias de las variables meteorológicas del

Observatorio del Colegio de Geografía de la Facultad de Filosofía y Letras, UNAM.
Conferencias del Día Meteorológico Mundial. 21 de marzo.

Gómez-Pompa, A. (1971). Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. *Biotropica* 3(2):125-135.

González, E. 2014. Modelación y análisis del efecto del disturbio antropogénico crónico sobre la dinámica demográfica a partir de una cronosecuencia de estructuras poblaciones. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Grime J. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111:1169-1194.

Granados, P. C. 2013. Influencia del “efecto de borde” en la degradación de los bosques templados. Cuenca del río San Jerónimo, centro de México. Tesis de maestría. Posgrado de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Granados, C., Serrano, D. y García-Romero, A. 2014. Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte-Alto, centro de México. *Caldasia* 36(2):269-28.

Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 11:69-1194.

Hamberg, L., Fedrowitz, K., Lehvävirta, S. y Kotze, J. 2010. Changes in vegetation on the edges of urban sub-xeric forest in Finland: the effects of edge appearance and trampling. *Urban Ecosystems* 13:583-603.

- Hernández-Mendoza, A. M., Arreguín-Sánchez, M. D. L. L., García-Jiménez, J., y Herrera-Monsivais, M. C. 2015. Composición taxonómica y datos ecológicos de las licofitas y monilofitas de la Sierra de Tamaulipas, Tamaulipas, México. *Polibotánica* 40:29-44.
- Hernández-Herrerías, L. B. 2011. Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hilty, J. A., Lidicker Jr., W. Z. y Merenlender, A. M. 2006. Corridor ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, Washington.
- Hobbs, R. J. 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasions. En: Drake, J. A., Mooney, H. A. y Di Castri, F. (eds.). *Biological invasions. A global perspective*. John Wiley & Sons, Nueva York, pp. 389-405.
- Hobbs, R. J. y Atkins, L. 1988. The effect of disturbance and nutrient addition on native and introduced annuals in the Western Australian wheatbelt. *Australian Journal of Ecology* 13:171-179.
- Holzner, W. 1978. Weed species and weed communities. En: Maarel, E. y Werger, M. J. A. (eds.). *Plant species and plant communities: Proceedings of the International Symposium held at Nijmegen, November 11–12, 1976 in honour of Professor Dr. Victor Westhoff on the occasion of his sixtieth birthday*. Dr. W. Junk, La Haya, Países Bajos, pp. 119-126.

- Jose, S., Gillespie, A. R., George, S. J. y Kumar, B. M. 1996. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management* 87:51–62.
- Kröpfl, A. I., Deregibus, V. A., y Cecchi, G. A. (2007). Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral* 17:257-268.
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E. y Rolando, A. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* 41(2):294-304.
- Larson G., J. (1992). Estudio demográfico de *Echeveria gibbiflora* DC (Crassulaceae) en el Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Laurance, W. F., Bierregaard Jr., R. O., Gascon, C., Didham, R. K., Smith, A. P., Lynam, A. J., Viana, V. M., Lovejoy, T. E., Sieving, K. E, Sites Jr., J. W., Andersen, M., Tocher, M. D., Kramer, E. A., Restrepo, C. y Moritz, C., 1997. Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. En: Laurance, W. F. y Bierregaard Jr., R. O. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 502–514.
- López, J., Pelotto, J. P. y Protomastro, J. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest Argentina. *Forest Ecology and Management* 72:61–69.
- López-Barrera, F., Manson, R., González-Espinosa, M. y Newton, A. 2007. Effects of varying forest edge permeability on seed dispersal in a Neotropical montane forest.

Landscape Ecology 22:189-203.

Lot, A., Pérez Escobedo, M., Gil Alarcón, G., Rodríguez Palacios, S. y Camarena, P. 2012. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Lovejoy, T. E., Bierregaard, Jr., B. O. y Rylands, A. B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Soulé, M.E. (ed.). Conservation biology: The science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 257-285.

Lyons-Galante, H. R. y Haro-Carrión, X. 2017. Effect of distance from edge on exotic grass abundance in tropical dry forests bordering pastures in Ecuador. Journal of Tropical Ecology 33(2):170-173.

Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. y Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. Ecological Applications 10:689-710.

McDonald, R. I. y Urban, D. L. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. Biological Invasions 8(5):1049-1060.

Malizia, A. y Grau. H. R. 2008. Landscape context and microenvironment influences on liana communities within treefall gaps. Journal of Vegetation Science 19:597-604.

Mendoza-Hernández, P. E., Orozco-Segovia, A., y Pisanty, I. (2010). Germination, emergence, and survival of *Buddleja cordata* in an urban forest. Ecological Restoration 28(3):263-265.

- Montenegro, A. L. y Vargas, O. 2008. Caracterización de bordes de bosque alto andino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua, Colombia. *International Journal of Tropical Biology* 56:1543-1556.
- Montes-Rodríguez, S. A. 2022. Efecto de borde sobre el tamaño poblacional del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Montesinos-Laffont, I. 2013. Efecto de borde sobre los roedores nativos y exóticos de las zonas núcleo de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. México, con énfasis en *Peromyscus gratus*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Mora G. J., y Galeano, G., 2004. Influencia de los factores modeladores sobre el efecto de borde, en un relicto de bosque altoandino en Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 9(2):78.
- Morelos-Rebollar, J. 2022. Microcosmos bajo la copa de *Eucalyptus camaldulensis* en un matorral xerófilo. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Moreno, M. L., 2014. Descomposición de hojarasca en Chaco Serrano: efectos de la fragmentación del hábitat y el rol de los insectos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Nava C., G. Y. 2006. Caracterización del efecto de borde en fragmentos de bosque tropical seco en Chamela Jalisco, México. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones en

Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán.

Nava-López, M., Jujnovski, J., Salinas-García, R., Álvarez-Sánchez, J. y Almeida-Leñero, L.

2009. Servicios ecosistémicos. En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México 51-60.

Olvera-Carrillo, Y., Márquez-Guzmán, J., Sánchez-Coronado, M. E., Barradas, V. L., Rincón,

E., y Orozco-Segovia, A. 2009. Effect of burial on the germination of *Opuntia tomentosa* (Cactaceae, Opuntioideae) seeds. *Journal of Arid Environments* 73(4-5): 421-427.

Oosterhoorn, M. y Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an

interior edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126:291-307.

Pachón-Venegas, C., Vega, Y. y Valdés-Cardona, C. 2021. Impacto del efecto de borde

sobre biomasa aérea almacenada en un bosque seco tropical en Cundinamarca, Colombia. *Xilema* 31(1):20-31.

Palik, B. J. y Murphy, P. G. 1990. Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech

forest fragment s. *Forest Ecology and Management* 32:187-202.

Panetta, D. y Hopkins, A. J. M. 1991. Weeds in corridors: invasion and management. En:

Saunders, D.A. y Hobbs, R. J. (eds.). *Nature conservation. The role of corridors.* Surrey Beatty and Sons Chipping Norton, Chipping Norton, Australia, pp. 341-351.

Paolini, L. Sobrino, J. A. y Jiménez, J. C. 2002. Detección de deslizamientos de ladera

mediante imágenes Landsat TM: el impacto de estos disturbios sobre los bosques

- subtropicales del noroeste de Argentina. *Revista de Teledetección* 18:21-27.
- Peralta-Higuera, A. y Prado-Molina, J. 2009. Los límites y la cartografía. En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 27-42.
- Ries, L. 2010. What is an edge species the implications of senility to habitat edges. *Oikos* 119:1636-1642.
- Ries, L., Fletcher, R., Battin, J. y Sisk, T. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:491-522.
- Romero-Torres, M. y Ramírez, A. V. 2011. Efecto de borde sobre el proceso de descomposición de hojarasca en bosque nublado. *Acta Biológica Colombiana* 16:155-174.
- Rüdiger, O., Arteaga, M., Delgado, J., Arévalo, J., Blandino, C. y Fernández-Palacios, J. 2014. Road edge effect and elevation patterns of native and alien plants on an oceanic island, Tenerife, Canary Islands. *Folia Geobotánica* 49:65-82.
- Rzedowski, J. 1978. *La vegetación de México*. Limusa, México.
- San José, M., Garmendia, A. y Cano-Santana, Z. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. D.F., México. *El Canto del Centzontle* 1(2):148-164.
- Santiago-Pérez, A. L., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R. y Huerta Martínez, F.M. 2009. Vegetación de bordes en un bosque mesófilo de montaña del occidente de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 85:31-49.

- Santibáñez-Andrade, G., Castillo-Argüero, S., Zavala-Hurtado, J. A., Martínez Orea, Y., y Hernández Apolinar, M. (2009). La heterogeneidad ambiental en un matorral xerófilo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 85:71-79.
- Sarukhán, J. 1997. Acuerdo por el que se reestructura e incrementa la zona de la Reserva Ecológica y se declara las áreas verdes de la Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM* 3070:15-16.
- Saunders, D., Hobbs, R. y Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Conservation Biology* 1:18-32.
- Segura-Burciaga, S. (2009). Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera* En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 533-538.
- Segura-Burciaga S.G. y Meave J. 2001. Effect of the removal of the exotic *Eucalyptus resinifera* on the floristic composition of a protected xerophytic shrubland in southern Mexico City. En: Brundu G., Brock J., Camarda I., Chid L. y Wade M. (eds.). *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 319-330,.
- Sousa, W. 1984. The role of disturbance, in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Stevenson, P. R. y Rodríguez, M. E. 2008. Determinantes de la composición florística y efecto de borde en un fragmento de bosque en el Guaviare, Amazonía Colombiana. *Colombia Forestal* 11(1):5-18.

- Stohlgren, T. J., Chong, G.W., Schell, L. D., Rimar K. A, Yuka Otsuki, Lee, M., Kalkhan, M. A. y Vil, C. A. 2002. Assessing vulnerability to invasion by non-native plant species at multiple scales. *Environmental Management* 29:566-77.
- Turton S., Freiburger H.J., 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia. En: Laurance, W.F. y Bierregaard Jr., R.O. (eds.) *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 45–54.
- Valenzuela, N. V. U. y Cáceres, F. 2011. Incendios forestales: Principales consecuencias económicas y ambientales en Chile. *Revista Interamericana de Medioambiente y Turismo* 7(1):18-24.
- Vega, E. y Peters, E. 2015. Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. En: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/395/vega_peters.html>, consultado el 10 de octubre de 2015.
- Vibrans, H. (ed.). 2009. *Malezas de México*. En: <<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>>, consultado el 16 de abril de 2020 >
- Villaseñor Ríos, J. L. y Espinosa-García, F. 1998. *Catálogo de malezas de México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario y Fondo de Cultura Económica, México.
- Wales, B. 1972. Vegetation analysis of north and south edges in a mature Oak-Hickory

- Forest. *Ecological Monographs* 42:451-471.
- Washitani, I. 2001. Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of lowland Japan. *Population Ecology* 43:189-195.
- White, P.S. y Jentsch, A. 2001. The search for generality in studies and disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany* 62:399-450.
- Young, A. y Mitchell, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation* 67:63-72.
- Zambrano, L., Pérez Escobedo, M., Gil Alarcón, G., Rodríguez Palacios, S., Camarena, P. y Lot, A. 2016. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Xu, M., Qi, Y., Chen, J. y Yin, W. 2000. Effects of spatial heterogeneity of microenvironment on plant biodiversity in the Southeastern Missouri Ozarks. *Geographic Information Sciences* 61:38-49.

Apéndice

Lista de especies registradas en este estudio. Se mencionan si fueron registradas en borde o interior y si se trata de una especie exótica o nativa, familia a la que pertenece cada especie y si son nativas (N), exóticas (E) o maleza; n.i.: no identificada; ND: no hay datos. Las especies están ordenadas alfabéticamente por familia y especie.

	Especie	Familia	Borde	Interior	Exótica (E)/Nativa (N) ¹	Maleza ²
1	<i>Dicliptera peduncularis</i>	Acanthaceae	X	X	N	X
2	<i>Agave salmiana</i>	Agavaceae		X	N	X
3	<i>Manfreda scabra</i>	Agavaceae	X	X	N	
4	<i>Amaranthus hybridus</i>	Amaranthaceae		X	N	X
5	<i>Iresine cassiniiformis</i>	Amaranthaceae	X	X	N	
6	<i>Iresine celosia</i>	Amaranthaceae	X	X	E	
7	<i>Iresine diffusa</i>	Amaranthaceae	X		N	X
8	<i>Schinus molle</i>	Anacardiaceae	X	X	E	X
9	<i>Echeandia mexicana</i>	Anthericaceae		X	N	X
10	<i>Arracacia toluensis</i>	Apiaceae		X	N	X
11	<i>Hedera helix</i>	Araliaceae		X	E	X
12	<i>Ageratum corymbosum</i>	Asclepiadaceae	X	X	N	
13	<i>Asclepias linaria</i>	Asclepiadaceae		X	N	X
14	<i>Funastrum elegans</i>	Asclepiadaceae	X		N	
15	<i>Gonolobus uniflorus</i>	Asclepiadaceae	X	X	N	
16	<i>Metastelma angustifolium</i>	Asclepiadaceae	X	X	N	
17	<i>Asplenium praemorsum</i>	Aspleaniaceae	X		E	
18	<i>Ageratina adenophora</i>	Asteraceae	X		N	X
19	<i>Ambrosia psilostachya</i>	Asteraceae	X	X	N	X
20	<i>Archibaccharis Ipomea</i>	Asteraceae		X	E	
21	<i>Archibaccharis serratifolia</i>	Asteraceae		X	N	
22	<i>Baccharis sordescens</i>	Asteraceae	X	X	N	
23	<i>Bidens bigelovii</i>	Asteraceae	X		N	X
24	<i>Bidens odorata</i>	Asteraceae	X	X	N	X
25	<i>Bidens ostruthioides</i>	Asteraceae	X	X	N	
26	<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae	X	X	N	X
27	<i>Brickellia secundiflora</i>	Asteraceae	X		N	X
28	<i>Brickellia veronicifolia</i>	Asteraceae		X	N	X
29	<i>Dahlia coccinea</i>	Asteraceae	X	X	N	
30	<i>Dyssodia papposa</i>	Asteraceae	X		N	X
31	<i>Eupatorium petiolare</i>	Asteraceae	X	X	N	

Lista de especies registradas en este estudio (continúa)

	Especie	Familia	Borde	Interior	Exótica (E)/Nativa (N) ¹	Maleza ²
32	<i>Gnaphalium chartaceum</i>	Asteraceae	X	X	N	
33	<i>Jaegeria hirta</i>	Asteraceae	X		N	X
34	<i>Lagascea rigida</i>	Asteraceae		X	N	
35	<i>Lagascea rubra</i>	Asteraceae		X	N	
36	<i>Melampodium perfoliatum</i>	Asteraceae		X	N	X
37	<i>Montanoa tomentosa</i>	Asteraceae	X	X	N	X
38	<i>Picris echioides</i>	Asteraceae	X		E	X
39	<i>Piqueria trinervia</i>	Asteraceae	X	X	N	X
40	<i>Pittocaulon praecox</i>	Asteraceae	X	X	N	
41	<i>Schkuhria pinnata</i>	Asteraceae	X	X	N	X
42	<i>Sonchus oleraceus</i>	Asteraceae	X		E	X
43	<i>Stevia ovata</i>	Asteraceae	X	X	N	X
44	<i>Stevia salicifolia</i>	Asteraceae		X	N	
45	<i>Stevia serrata</i>	Asteraceae		X	N	X
46	<i>Tagetes lunulata</i>	Asteraceae	X	X	N	X
47	<i>Tagetes micrantha</i>	Asteraceae		X	N ³	X
48	<i>Tithonia tubiformis</i>	Asteraceae	X		N	X
49	<i>Verbesina virgata</i>	Asteraceae	X	X	N	X
50	<i>Begonia gracilis</i>	Begoniaceae		X	N	
51	<i>Brassica rapa</i>	Brassicaceae	X		E	X
52	<i>Sisymbrium altissimum</i>	Brassicaceae	X		E	X
53	<i>Tillandsia recurvata</i>	Bromeliaceae	X	X	N	
54	<i>Bursera cuneata</i>	Burseraceae		X	N	
55	<i>Mammillaria magnimamma</i>	Cactaceae		X	N	
56	<i>Opuntia robusta</i>	Cactaceae		X	N	
57	<i>Opuntia tomentosa</i>	Cactaceae	X	X	N	
58	<i>Drymaria laxiflora</i>	Caryophyllaceae		X	N	X
59	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Chenopodiaceae	X		N	X
60	<i>Commelina coelestis</i>	Commelinaceae	X		N	X
61	<i>Commelina diffusa</i>	Commelinaceae	X	X	N	X
62	<i>Commelina peduncularis</i>	Commelinaceae	X		E	X
63	<i>Commelina tuberosa</i>	Commelinaceae	X		N	X
64	<i>Gibasis linearis</i>	Commelinaceae		X	N	
65	<i>Tinantia erecta</i>	Commelinaceae	X	X	N	X
66	<i>Tradescantia crassifolia</i>	Commelinaceae	X		N	X
67	<i>Tripogandra purpurascens</i>	Commelinaceae	X		N	X
68	<i>Convolvulus arvensis</i>	Convolvulaceae	X		E	X

Lista de especies registradas en este estudio (continúa)

	Especie	Familia	Borde	Interior	Exótica (E)/Nativa (N)¹	Maleza²
69	<i>Evolvulus alsinoides</i>	Convolvulaceae		X	N	
70	<i>Ipomea orizabensis</i>	Convolvulaceae	X	X	N	X
71	<i>Ipomea pubescens</i>	Convolvulaceae	X		N	X
72	<i>Ipomea purpurea</i>	Convolvulaceae	X	X	N	X
73	<i>Ipomoea cristulata</i>	Convolvulaceae	X		E	
74	<i>Ipomoea dumetorum</i>	Convolvulaceae	X		E	X
75	<i>Altamiranoa mexicana</i>	Crassulaceae		X	N	X
76	<i>Echeveria gibbiflora</i>	Crassulaceae	X	X	N	X
77	<i>Sedum oxypetalum</i>	Crassulaceae	X	X	N	
78	<i>Cyclanthera tamnoides</i>	Cucurbitaceae	X		N	
79	<i>Sicyos deppei</i>	Cucurbitaceae	X		N	X
80	<i>Cupressus</i> sp.	Cupressaceae	X		N	
81	<i>Thuja</i> sp.	Cupressaceae		X	E	
82	<i>Dioscorea galeottiana</i>	Dioscoreaceae	X	X	N	
83	<i>Arctostaphylos pungens</i>	Ericaceae	X		N	
84	<i>Euphorbia potosina</i>	Euphorbiaceae		X	N	
85	<i>Ricinus communis</i>	Euphorbiaceae	X		E	X
86	<i>Brongniartia intermedia</i>	Fabaceae		X	N	
87	<i>Desmodium grahamii</i>	Fabaceae	X	X	N	X
88	<i>Desmodium neo-mexicanum</i>	Fabaceae	X	X	N	
89	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	Fabaceae	X	X	N	
90	<i>Macroptilium gibbosifolium</i>	Fabaceae		X	N	
91	<i>Medicago lupulina</i>	Fabaceae	X		E	X
92	<i>Melilotus indica</i>	Fabaceae	X		E	X
93	<i>Phaseolus pluriflorus</i>	Fabaceae	X	X	N	
94	<i>Geranium seemannii</i>	Geraniaceae	X		N	X
95	<i>Wigandia urens</i>	Boraginaceae	X	X	N	X
96	<i>Tigridia pavonia</i>	Iridaceae		X	N	
97	<i>Leonotis nepetifolia</i>	Lamiaceae	X	X	E	X
98	<i>Salvia mexicana</i>	Lamiaceae		X	N	
99	<i>Salvia tiliifolia</i>	Lamiaceae	X	X	N	X
100	<i>Erythrina coralloides</i>	Leguminosae	X	X	N	
101	<i>Cladoclea loniceroides</i>	Loranthaceae	X	X	N	X

Lista de especies registradas en este estudio (continúa)

	Especie	Familia	Borde	Interior	Exótica (E)/Nativa (N) ¹	Maleza ²
102	<i>Gaudichaudia cynanchoides</i>	Malpighiaceae	X	X	N	
103	<i>Malva parviflora</i>	Malvaceae		X	E	X
104	<i>Calliandra grandiflora</i>	Mimosaceae	X		N	
105	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Myrtaceae		X	E	
106	<i>Eucalyptus globulus</i>	Myrtaceae	X	X	E	
107	<i>Mirabilis jalapa</i>	Nyctaginaceae	X		N	X
108	<i>Fraxinus uhdei</i>	Oleaceae	X	X	E	
109	<i>Passiflora subpeltata</i>	Passifloraceae	X	X	N	
110	<i>Phytolacca icosandra</i>	Phytolaccaceae	X		N	X
111	<i>Phytolacca mexicana</i>	Phytolaccaceae		X	N	
112	<i>Plumbago pulchella</i>	Plumbaginaceae	X	X	N	X
113	<i>Bouteloua repens</i>	Poaceae	X		N	X
114	<i>Chloris gayana</i>	Poaceae	X		E	X
115	<i>Digitaria ternata</i>	Poaceae	X		E	X
116	<i>Muhlenbergia robusta</i>	Poaceae	X	X	N	
117	<i>Cenchrus clandestinus</i>	Poaceae	X	X	E	X
118	<i>Pennisetum villosum</i>	Poaceae	X		E	X
119	<i>Melinis repens</i>	Poaceae	X	X	E	X
120	<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae	X		N	X
121	<i>Tripsacum dactyloides</i>	Poaceae	X		N	
122	<i>Loeselia mexicana</i>	Polemoniaceae	X	X	N	X
123	<i>Phlebodium pseudoaureum</i>	Polypodiaceae		X	N	
124	<i>Polypodium polypodioides</i>	Polypodiaceae		X	N	
125	<i>Polypodium thyssanolepis</i>	Polypodiaceae		X	N	
126	<i>Astrolepis sinuata</i>	Pteridaceae		X	N	
127	<i>Bommeria pedata</i>	Pteridaceae		X	N	
128	<i>Cheilanthes furinosa</i>	Pteridaceae		X	N	
129	<i>Myriopteris aurea</i>	Pteridaceae		X	N	
130	<i>Cheilanthes kaulfussii</i>	Pteridaceae		X	N	
131	<i>Cheilanthes myriophylla</i>	Pteridaceae	X	X	N	
132	<i>Pellaea sagittata</i>	Pteridaceae		X	N	
133	<i>Pellaea ternifolia</i>	Pteridaceae		X	N	

Lista de especies registradas en este estudio (continúa)

	Especie	Familia	Borde	Interior	Exótica (E)/Nativa (N)¹	Maleza²
134	<i>Pellea cordifolia</i>	Pteridaceae		X	N	
135	<i>Pellea ovata</i>	Pteridaceae		X	N	
136	<i>Reseda luteola</i>	Resedaceae	X		E	X
137	<i>Rubus liebmannii</i>	Rosaceae	X	X	N	
138	<i>Bouvardia terinifolia</i>	Rubiaceae	X	X	N	X
139	<i>Cardiospermum halicacabum</i>	Sapindaceae	X	X	N	X
140	<i>Dodonaea viscosa</i>	Sapindaceae	X	X	N	X
141	<i>Buddleja sessiliflora</i>	Scrophulariaceae	X	X	N	X
142	<i>Buddleja cordata</i>	Scrophulariaceae	X	X	N	X
143	<i>Buddleja parvifolia</i>	Scrophulariaceae		X	E	X
144	<i>Cystopteris fragilis</i>	Selaginellaceae		X	E	
145	<i>Selaginella lepidophylla</i>	Selaginellaceae		X	N	
146	<i>Jaltomata procumbens</i>	Solanaceae	X		N	X
147	<i>Nicotiana glauca</i>	Solanaceae	X		E	X
148	<i>Physalis sordida</i>	Solanaceae	X		N	X
149	<i>Solanum nigrescens</i>	Solanaceae	X	X	N	X
150	<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae	X		N	X
151	<i>Phoradendron brachystachyum</i>	Viscaceae		X	N	
152	<i>Cissus sicyoides</i>	Vitaceae	X	X	N	X
153	Especie 1 n.i.		X	X	ND	
154	Especie 2 n.i.			X	ND	
155	Especie 3 n.i.			X	ND	
156	Especie 4 n.i.			X	ND	
157	Especie 5 n.i.			X	ND	
158	Especie 6 n.i.			X	ND	
159	Especie 7 n.i.		X	X	ND	
160	Especie 8 n.i.			X	ND	
161	Especie 9 n.i.			X	ND	
162	Especie 10 n.i.			X	ND	
163	Especie 11 n.i.			X	ND	
164	Especie 12 n.i.			X	ND	
165	Especie 13 n.i.		X		ND	
166	Especie 14 n.i.		X		ND	
167	Especie 15 n.i.			X	ND	