



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad
vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A8 de la
Reserva del Pedregal de San Ángel**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

Rodrigo Muñoz Saavedra



**DIRECTOR DE TESIS:
Dr. Zenón Cano Santana
2013**



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.

Hoja de Datos del Jurado

1. Datos del alumno

Muñoz

Saavedra

Rodrigo

57 85 63 23

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

305114466

2. Datos del Tutor

Dr.

Zenón

Cano

Santana

3. Datos del sinodal 1

Dra.

Rosa Gabriela

Castaño

Meneses

4. Datos del sinodal 2

M. en C.

Yuriana

Martínez

Orea

5. Datos del sinodal 3

M. en C.

Pedro Eloy

Mendoza

Hernández

6. Datos del sinodal 4

M. en C.

Gabriela

Santibáñez

Andrade

7. Datos del trabajo escrito

Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el Área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel

69 pp.

2013

A mi má y a mi pá,
por darme la vida y permitirme tener un desarrollo pleno y feliz.

A mi abuelita Chelo,
por darme mis primeras lecciones y cuidarme en mi infancia.

A Trine, Nico, Chon, Irma, Alfredo, Yolita y a toda mi familia,
por regalarme tantos momentos lindos que recordaré por siempre.

A mi hermano Recar,
por ser mi inseparable compañero y amigo desde que nos conocimos.

A Day, el amor de mi vida,
por dejarme sentir el amor más puro y hermoso entre un hombre y una mujer.

Al futbol,
por divertirme cada día de mi vida y ayudarme a conocer personas especiales.

A la vida,
porque puede ser maravillosa.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Zenón Cano Santana por ser mi maestro y amigo, por aconsejarme académica y personalmente a lo largo de todo este proyecto, por ayudarme a mejorar como profesional y como persona. Este trabajo no hubiera sido posible sin él. Al M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas, al Dr. Víctor López Gómez, a Daniela Fernández, a Olivia Tabares y a todo el grupo de "Interacciones y procesos ecológicos" (antes "Ecología de artrópodos terrestres) por apoyarme en las actividades asociadas a este trabajo. Mención especial para Georgina González "Gina" por ser mi acompañante y consejera en el laboratorio y el campo, por guiarme y enseñarme cómo poder realizar los experimentos y trámites necesarios para el desarrollo de este trabajo, además de facilitarme información y herramientas. La calidad de este trabajo incrementó considerablemente gracias a ella. A la M. en C. Yuriana Martínez Orea por la identificación de los ejemplares herborizados. A los asistentes de las jornadas de restauración (ver anexo), por su ayuda fundamental en el desarrollo experimental de este trabajo. Al Ing. Alfredo Martínez Sigüenza, jefe de la Dirección de Áreas Verdes y Conservación, por su ayuda en la disponibilidad de los contenedores de residuos orgánicos y su posterior depósito a la Planta de Composta.

A los miembros del jurado: Dra. Rosa Gabriela Castaño Meneses, M. en C. Yuriana Martínez Orea, M. en C. Pedro Eloy Mendoza Hernández y M. en C. Gabriela Santibáñez Andrade, por sus revisiones y sugerencias.

Este trabajo es producto del apoyo financiero de los proyectos PAPIIT IN-222006 "Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de las zonas de la Reserva del Pedregal de San Ángel afectadas por relleno de materiales y extracción de cantera"

(2006-2007) y PAPIME PE204809 "Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a restauración" (2009-2010), a cargo del Dr. Zenón Cano-Santana, así como de la Unidad de Enseñanza de la Biología de la Facultad de Ciencias, la Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, el Instituto de Ecología, el Instituto de Biología y el Jardín Botánico, todos de la UNAM.

A todos los profesores que tuve a lo largo de mi formación como estudiante, por todas sus enseñanzas e ideas. Ellos son mis héroes anónimos.

A todos mis compañeros y amigos estudiantes. Ir a la escuela era un placer tan sólo por convivir con ellos. Gracias por las risas, los juegos, las pláticas, los consejos y la ayuda en las tareas, los trabajos y los exámenes. Qué diferente hubiera sido todo sin ellos. Mención especial para Rafa, Leo, Luisinho, Tonetto, Vittorio, Sujetillo, Mate y todo el grupo de "Rockanchas". Fue un verdadero placer haberlos conocido.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y su Facultad de Ciencias por prestar sus instalaciones y brindarme mi formación como profesional. Es un orgullo pertenecer a esta institución.

Finalmente, agradezco a todos aquéllos con los que he coexistido en algún momento dado de mi vida, ya sea en un aula, una habitación, una cancha, un medio de transporte o una zona determinada, ya que soy lo que soy, directa o indirectamente, gracias a todos ellos.

ÍNDICE

I. RESUMEN	7
1. INTRODUCCIÓN	9
1.1. Deterioro y restauración ecológica	9
1.2. Sucesión y regeneración	10
1.3. Plantas exóticas	11
1.3.1. Efectos	13
1.3.2. El caso de los eucaliptos: alelopatía y otros efectos negativos	14
1.4. Introducción de semillas para la restauración	15
1.5. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel	16
1.6. Deterioro y acciones previas de restauración en A8	19
2. OBJETIVOS	22
3. MÉTODOS	23
3.1. Sitio de estudio	23
3.2. Estructura de la comunidad vegetal	25
3.3. Densidad de artrópodos	26
3.4. Inventario de plantas 2010	27
3.5. Acciones de restauración ecológica	27
4. RESULTADOS	30
4.1. Estructura de la comunidad vegetal	30
4.2. Densidad de artrópodos	37
5. DISCUSIÓN	39
5.1. Dinámica de la estructura vegetal: comparación con estudios previos	39
5.1.1. Especies dominantes	39
5.1.2. Variación intra-anual por tipo de especies	40
5.1.3. Variación anual de la cobertura por tipo de plantas	41
5.1.4. Riqueza específica, composición y diversidad	42
5.2. Densidad de artrópodos: comparación entre sitios y con estudios previos	45
5.3. El control de las plantas exóticas y arvenses	50
5.4. Comparación entre sitios	53
5.5. Costos	54
6. CONCLUSIONES	57
LITERATURA CITADA	59
ANEXO: Lista de asistentes a las jornadas de restauración ecológica	68

Muñoz-Saavedra, R. 2013. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 69 pp.

RESUMEN

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), localizada en el campus principal de la Universidad Nacional Autónoma de México dentro de la Ciudad de México, está asentada en un sustrato de roca basáltica de 1670 años de edad sobre el que crece un matorral xerófilo. El desarrollo de la urbanización en las zonas colindantes a la reserva ejerce una fuerte presión sobre el ecosistema, resultando en un importante deterioro en su estructura y función. La región noreste (de 0.51 ha) de la zona de amortiguamiento 8 (A8), conocida como "Biológicas", ha estado sujeta a severos disturbios: el almacenamiento de desechos de jardinería, la introducción de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) y la acumulación de basura inorgánica y cascajo. Desde 2005, esta zona ha estado sujeta a varias acciones de restauración: extracción de desechos orgánicos e inorgánicos y cascajo, extracción mecánica de especies exóticas nocivas como *Eucalyptus camaldulensis*, *Ricinus communis* y *Pennisetum clandestinum*, extracción de plantas nativas arvenses dominantes como *Mirabilis jalapa*, recuperación de sustrato basáltico, construcción de nucleaciones de rocas, realización de 20 jornadas de restauración ecológica, introducción de 1079 plántulas de 10 especies nativas, introducción de 1 millón de semillas de 28 especies al voleo, uso de un trascabo para extraer 174 m³ de cascajo y material no consolidado del borde este de la zona y la introducción de seis encinos (*Quercus* spp.) de 30 cm de altura. El objetivo de este trabajo fue conocer el efecto que han tenido estas acciones de restauración ecológica llevadas a cabo durante cinco años (hasta 2009) sobre la estructura de la comunidad vegetal y la densidad poblacional del chapulín *Sphenarium purpurascens* y la araña *Neoscona oaxacensis* durante el año 2010. Para ello, se realizó una comparación de estos elementos bióticos del área A8 con una zona conservada de referencia (ZCR), de 0.35 ha, localizada dentro de la Zona Núcleo Poniente de la REPSA. Cada dos meses, de febrero a diciembre de 2010, se muestreó la comunidad vegetal con el método de intercepción de línea (línea de Canfield). La densidad de los artrópodos, por su parte, se registró con un

muestreo mensual, de julio a octubre de 2010, en 20 cuadros de 1 m² dentro de cada zona. Durante el año de estudio se llevaron a cabo las siguientes acciones de restauración: se construyeron tres nucleaciones y se hicieron cuatro jornadas de restauración en las que se extrajo 22.98 m³ de desechos orgánicos, 1.22 m³ de desechos inorgánicos y 13.29 m³ de tierra, dando un total de 37.49 m³ de desechos extraídos, lo cual fue posible con la ayuda de 122 voluntarios que acumularon un esfuerzo equivalente a 306.4 horas-hombre de trabajo. Los costos de la restauración en el año de estudio ascendieron a \$38,644.65 M.N. En la ZCR las especies dominantes fueron *Eupatorium petiolare*, *Buddleia cordata* y *Cissus sicyoides*, mientras que en la zona A8 dominaron la gramínea exótica *Pennisetum clandestinum*, así como *Montanoa tomentosa* y *B. cordata*; en general, hubo una mayor dominancia relativa de plantas exóticas en A8 que en ZCR. *Sphenarium purpurascens* mostró una densidad significativamente mayor en A8 que en ZCR, mientras que *N. oaxacensis* tuvo densidades similares en ambos sitios. La gramínea exótica *P. clandestinum* logró mantener su dominancia desde 2006, situación que es frecuente en zonas perturbadas de la reserva, por lo tanto, se requieren acciones más profundas de restauración para eliminarla.

Palabras clave: *Buddleia cordata*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Neoscona oaxacensis*, *Pennisetum clandestinum*, plantas arvenses, plantas exóticas, recuperación de sustrato, *Sphenarium purpurascens*, tiradero de desechos.

Key words: *Buddleia cordata*, *Eucalyptus camaldulensis*, exotic plants, garbage dump, *Neoscona oaxacensis*, *Pennisetum clandestinum*, *Sphenarium purpurascens*, substrate recovery, weeds.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Deterioro y restauración ecológica

En la actualidad hay una gran confusión respecto a lo que es el deterioro ecológico, ya que no hay una definición universal y, además, existe una relación causa-efecto entre disturbio y perturbación. Landa et al. (1997) discuten que cualquier acción realizada por un humano trae consigo un cambio en el entorno ambiental, premisa que vuelve práctica y teóricamente difícil decidir cuándo usar el término “modificación” y cuándo el de “deterioro”, debido a la compleja interacción de las variables físicas, biológicas, económicas y sociales que están involucradas. Los disturbios, por su parte, son agentes que producen algún tipo de perturbación a una estructura mínima o básica de los ecosistemas, provocando la pérdida parcial o total de sus atributos (Rykiel, 1985). Los disturbios afectan a los ecosistemas dependiendo de cuatro factores: tipo, frecuencia, intensidad y escala de disturbio (van Andel y Aronson, 2006). El tipo depende del factor ambiental, y éste puede ser biótico o abiótico; la intensidad, por su parte, está determinada por la diferencia entre las nuevas condiciones y el estado previo de referencia. La frecuencia es importante porque los eventos de disturbio pueden ser aislados, recurrentes o continuos, o bien, regulares e irregulares; y la duración de cada uno puede diferir. La escala se refiere a la magnitud de espacio y tiempo en que ocurre el disturbio.

La restauración ecológica es la serie de acciones encaminadas a alcanzar un estado de recuperación similar al estado natural de un ecosistema sin deterioro, con base, principalmente en su composición, estructura y dinámica (Falk, 1990; Allen *et al.*, 2002; Palmer *et al.*, 2005). La acción de restauración más simple consiste en retirar la fuente de

disturbio y dejar que el ecosistema se recupere naturalmente (Falk *et al.*, 2006). Por desgracia, hay casos complejos en los que no basta con eliminar las fuentes de disturbio, debido a que la sucesión ecológica puede verse severamente modificada y por ello se requiere la intervención del hombre y en algunos casos, el mantenimiento debe ser constante (Falk *et al.*, 2006).

Para llevar a cabo la restauración ecológica, Zedler y Callaway (2003) proponen varias acciones: (1) fijar las metas explícitas, (2) diseñar un proyecto de restauración sustentado en conocimiento ecológico, (3) evaluar cuantitativamente el desempeño del ecosistema antes y después de efectuar las acciones de restauración, (4) hacer un análisis de los datos obtenidos en el contexto de las acciones de restauración, y (5) proponer actividades futuras de mantenimiento y monitoreo.

1.2. Sucesión y regeneración

La interpretación clásica del proceso de sucesión ecológica es derivada del concepto propuesto por Clements (1916), quien la define como el desarrollo de la vegetación a través de estadios discretos que culminan en un clímax regional, aunque en la actualidad los ecólogos entienden sucesión ecológica como el cambio a través del tiempo de la composición y la estructura de las comunidades en un sitio, o bien, como el patrón no estacional, direccional y continuo de colonización y extinción de poblaciones en un lugar (Pickett, 1976; Begon *et al.*, 2006).

Cuando la vegetación de un área ha sido parcialmente removida y se conserva el suelo al igual que el banco de semillas y esporas, se da paso al inicio de la sucesión secundaria (Begon *et al.*, 2006). La sucesión secundaria es usualmente el resultado de un balance

entre la competencia interespecífica y las interacciones positivas donde participan especies pioneras y tardías. Estas últimas reemplazan a las pioneras, que previamente modificaron los sitios abiertos y en ocasiones facilitaron la entrada de otras especies tardías (Horn, 1974).

Asociado a la sucesión, está la "regeneración natural", que denota el establecimiento de plantas a partir de las semillas que caen y germinan *in situ* (Harmer, 2001). Cuando el nivel de disturbio es muy alto y se eliminan muchos de los elementos de la biota original; la recuperación de la comunidad es lenta; pero si después del disturbio aún permanecen elementos abióticos, como el suelo y las condiciones físicas suelen ser favorables, por ejemplo, menor insolación, mayor retención de agua, textura y estructura media, entre otras, además de la presencia de elementos bióticos que pueden tener la capacidad de representar fuentes de semillas, propágulos y bulbos, la sucesión puede ocurrir en periodos más cortos de tiempo (Sánchez y López, 2000; Collins *et al.*, 2001; Kennard *et al.*, 2002).

1.3. Plantas exóticas

Las plantas exóticas o introducidas son las especies que han sido transportadas por los humanos a través de una gran barrera geográfica (Richardson *et al.*, 2000). Cuando estas plantas superan ciertas barreras bióticas y abióticas que afectan la sobrevivencia se vuelven plantas "naturalizadas"; que son definidas como las plantas introducidas que se integran a la comunidad y al funcionamiento natural del ecosistema al que fue introducida (Segura-Burciaga, 2005). Las plantas invasoras son las plantas naturalizadas que logran producir descendencia reproductivamente viable en sitios distantes a los sitios de introducción (Richardson *et al.* 2000).

De acuerdo con D'Antonio y Meyerson (2002), las plantas exóticas pueden desempeñar diferentes roles en los procesos de restauración:

(1) Pueden condicionar el método que se llevará a cabo para efectuar la restauración. Si son pocas bastará con removerlas, pero si son abundantes y ya forman parte importante de las interacciones y redes del ecosistema, se tendrá que realizar un análisis para planear las actividades a realizar.

(2) Las plantas exóticas tienden a ser las primeras en recolonizar un sitio después de un disturbio o las que colonizan fácilmente hábitats conservados.

(3) Dejan un legado aún después de ser removidas, ya sea dejando semillas y restos enterrados, o bien, dejando alteraciones físicas o químicas que perduran en el tiempo.

(4) En determinados estados del ecosistema, las especies exóticas pueden ser utilizadas para obtener funciones particulares, como cuando un ecosistema se encuentra tan perturbado que las especies nativas ya no pueden desempeñarse de manera óptima.

McCann (2000) discute que la evidencia actual indica que, aunque la mayoría de las invasiones tienen un impacto pequeño en los ecosistemas, existen ocasiones en las que lo alteran profundamente. Davis *et al.* (2000) formularon una serie de predicciones, a partir de una revisión de literatura, sobre la susceptibilidad de las comunidades vegetales a ser invadidas, según se expone a continuación. (1) Los ambientes que sufren fluctuaciones en la disponibilidad de recursos son más susceptibles a ser invadidos que aquéllos que tienen una disponibilidad de recursos estable. (2) Los ambientes pueden ser más susceptibles a las invasiones inmediatamente después del periodo de cambio abrupto en la tasa de acumulación de recursos. (3) Después de un disturbio, hay mayor probabilidad de sufrir una invasión. (4) La capacidad de ser invadido aumenta si hay un intervalo prolongado

entre el incremento de recursos y la eventual utilización de éstos por parte de las plantas.

(5) La susceptibilidad de una comunidad a ser invadida se incrementa después de la introducción de animales herbívoros en comunidades ricas en nutrientes. Y (6) no necesariamente existe una relación entre la productividad o la diversidad de una comunidad de plantas con su capacidad de ser invadida.

1.3.1. Efectos. Las invasiones provocan preocupaciones a nivel global debido a que representan grandes costos económicos y ecológicos (Lodge y Shrader-Frechette, 2003). Las especies invasoras constituyen una barrera considerable para llevar a cabo la restauración ecológica, que tiene como prioridad reintroducir especies nativas; además, cuando se acumula una gran cantidad de invasoras en un sitio, la erradicación total ya no es una opción de restauración debido al entrelazamiento de las redes tróficas formadas entre especies nativas y exóticas (Falk *et al.*, 2006). Por otra parte, las especies exóticas no siempre son consideradas dañinas, pues en algunas ocasiones son utilizadas para alcanzar metas de restauración ecológica y para proveer al ecosistemas de determinadas funciones (Ewel y Putz, 2004), pero este no es un argumento válido si se quiere discutir el impacto de las especies exóticas dentro de la biodiversidad del planeta (Wilcove *et al.*, 1998). Una vez establecidas, las especies invasoras son difíciles de controlar debido a que la mayoría de ellas tiende a utilizar estrategias tipo r, que implican altas tasas reproductivas, amplios márgenes de tolerancia al ambiente y gran capacidad de dispersión (Elton, 1958).

A pesar de lo mencionado anteriormente, existen diversos efectos negativos de las plantas exóticas sobre las nativas (Xie *et al.*, 2010): (1) las exóticas son menos atacadas por los herbívoros, patógenos y otros tipos de enemigos naturales que las nativas, lo que

les permite alcanzar una más amplia distribución y mayores abundancias; (2) utilizan algunos de los mutualistas de las nativas, como polinizadores o micorrizas, reduciendo su disponibilidad y aprovechando esos beneficios; (3) aprovechan los nichos no colonizados, quitando espacio a las nativas; y (4) utilizan "armas" físicas o químicas que disminuyen las capacidades de las nativas, como por ejemplo, usando los compuestos aleloquímicos.

1.3.2. El caso de los eucaliptos: alelopatía y otros efectos negativos. En la década de los ochenta se empezó a aceptar que los eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) introducidos podrían tener efectos negativos sobre las comunidades y ecosistemas de las que ahora forman parte. Estos efectos se derivan de la presencia de sustancias alelopáticas que afectan a las plantas, bacterias fijadoras de nitrógeno y hongos micorrízicos (Espinosa-García, 1996). La alelopatía es el efecto inhibitorio de la germinación, crecimiento y desarrollo que unas plantas ejercen sobre otras a través de la producción de sustancias químicas que dejan libres en el ambiente (Rice, 1964). La alelopatía es una forma de competencia por interferencia a través de señales químicas (Calow, 1998). En el caso de los eucaliptos, los compuestos tóxicos provenientes de sus hojas y mantillo consisten en aceites volátiles que inhiben la germinación y el desarrollo de otras especies de plantas, reduciendo sus habilidades competitivas (Falk *et al.*, 2006). En particular, *E. camaldulensis* Dehnh. (Myrtaceae) libera los ácidos palmítico, palmitoleico, esteárico, oléico, linoleico y eleosteárico, mientras que *E. globulus* Labill. (Myrtaceae) libera trementina y aceite citral (Xie *et al.*, 2010). Algunas de las estructuras y procesos afectados por los aleloquímicos, como los producidos por los eucaliptos, son, de acuerdo con Rizvi *et al.* (1992): la membrana y su permeabilidad, la síntesis de proteínas, la actividad enzimática, la respiración, la obtención de nutrientes y minerales, el movimiento estomático, la síntesis

de pigmentos fotosintéticos, la fotosíntesis y la germinación del polen y de las esporas de las especies nativas del sitio. Los eucaliptos también pueden dañar a la fauna, como el caso de abejas *Apis mellifera* L. (Z. Cano-Santana, obs. pers.) y abejorros *Bombus* spp. (Espinosa-García, 1996), que pueden morir al alimentarse del néctar de sus flores, o bien, a los peces que habitan en los cuerpos de agua donde cae la hojarasca (Gehrke *et al.*, 1993). Además, facilitan los incendios, ya que limitan el agua a otras especies debido a la gran cantidad que absorben (Alexander, 1989), disminuyen la cantidad de luz para plantas nativas de sustratos inferiores (Scanlan y Burrows, 1990), y representan un peligro potencial para personas y bienes por la fragilidad de sus ramas (S. Segura y Z. Cano-Santana, obs. pers.). En varios lugares de Ciudad Universitaria, al suroeste de la Ciudad de México, donde se rellenaron terrenos con capas delgadas de suelo, los eucaliptos no se fijan firmemente debido a la proximidad de la roca basáltica del Pedregal de San Ángel, por lo cual, en la década de 1990, caían en promedio 60 eucaliptos por año en el campus universitario (S. Segura, obs. pers.).

1.4. Introducción de semillas para la restauración

La introducción de especies a través del plantío o de la lluvia de semillas es una forma efectiva de ampliar el proceso de colonización (Reis y Tres, 2007). La importancia de esta técnica está en la selección de especies para construir pequeños núcleos con mayor capacidad de colonización. El posible aumento de especies e individuos que provocan estas semillas favorece la formación de grupos que se destacan en el paisaje que está sujeto a restauración. La disponibilidad de semillas es sólo un paso del complejo conjunto de condiciones y relaciones que se presentan durante el establecimiento de las especies. Es

deseable que las especies introducidas por este método deben conformar un núcleo con una alta variabilidad genética capaz de formar una población mínima viable, de manera que se pueda aumentar la probabilidad de que su progenie pueda dispersar muchos propágulos en el paisaje (Reis y Tres, 2007).

Por otro lado, las condiciones a nivel de microambiente entre los sitios post-disturbio suelen ser desiguales (por ejemplo: diferencias en humedad, temperatura, luz, cobertura de vegetación, acumulación de semillas, profundidad del mantillo, contenido de materia orgánica, etc.). Lo anterior contribuye a la heterogeneidad de la vegetación, ya que se pueden modificar las condiciones para que la germinación y el desarrollo de las plántulas sea exitoso. En este sentido, cualquier gradiente ambiental y las barreras físicas configurarían microambientes con diferentes rasgos de humedad y de acumulación de suelo, materia orgánica y semillas, así como distintas condiciones para la germinación y el desarrollo de las plántulas (Varela *et al.*, 2006).

1.5. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, D.F. (REPSA) está bajo protección de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) desde 1983 y representa uno de los últimos relictos del ecosistema del Pedregal del mismo nombre en la cuenca de México, albergando, sobre todo un tipo de vegetación conocido como matorral xerófilo de "palo loco", *Senecio* (= *Pittocaulon*) *praecox* (Cav.) DC. (Asteraceae) (Rzedowski, 1983). Este ecosistema es resultado del derrame de lava producto de la erupción del volcán Xitle y conos adyacentes ocurrida aproximadamente hace 1650 años (Siebe, 2000). La REPSA, enclavada en el campus de Ciudad Universitaria de la UNAM, es

uno de los últimos refugios que alberga a la biodiversidad silvestre del matorral de "palo loco" la cual coexiste con uno de los sistemas urbanos más complejos y contaminados del mundo (UNAM, 2005). Dentro de ella existen tres zonas núcleo (Z.N.), la Z.N. Poniente, la Z.N. Oriente y la Z.N. Sur Oriente, con una extensión total de 171.1 ha, además de 13 áreas de amortiguamiento con una extensión total de 66.2 ha (UNAM, 2005). Las Z.N. son las áreas de la Reserva Ecológica que por su alto grado de conservación y diversidad están sujetas a protección estricta, mientras que las zonas de amortiguamiento son las áreas de la Reserva Ecológica sujetas a uso restringido para protección ambiental, cuya presencia permite reducir el efecto de los disturbios antropogénicos sobre los perímetros núcleo (UNAM, 2005).

Dos organismos que sobresalen de la gran diversidad de especies animales importantes de la REPSA son el chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pyrgomorphidae) y la araña *Neoscona oaxacensis* Keyserling (Araneae: Araneidae). *Sphenarium purpurascens* es considerado el herbívoro más importante en la Reserva del Pedregal debido al gran tamaño que representan sus poblaciones, pudiendo alcanzar una densidad de 22.8 ind/m² en julio (Cano-Santana, 1994). Su alimento se compone de por lo menos 43 especies de plantas, entre las cuales se encuentran *Buddleia cordata* Kunth (Loganiaceae), *Dahlia coccinea* Cav. (Asteraceae), *Montanoa tomentosa* Cerv. (Asteraceae), *Senecio praecox* y *Verbesina virgata* Cav. (Asteraceae), entre otras (Cano-Santana y Oyama, 1994). Presentan cinco estadios ninfales y el ciclo de vida dura unos 252.4 días; tienen una sola generación al año (de mayo a diciembre) y una diapausa de cuatro meses en el estado de huevo (Serrano-Limón y Ramos-Elorduy, 1989).

Por otro lado, la araña *Neoscona oaxacensis* presenta una sola generación al año, con un

ciclo de vida de junio a noviembre con diez estadios ninfales y los detalles de su biología fueron estudiados por Martínez-Jasso (2002), según se expone a continuación. Las ninfas aparecen a finales de junio y en septiembre se empiezan a diferenciar los machos. En la segunda semana de octubre los machos buscan a las hembras para aparearse. A finales de octubre, cuando la hembra está lista para ovipositar, construye una pequeña red triangular donde espera para colocar sus huevos. Puede ser considerada como un elemento regulador de las poblaciones de insectos debido a que en la temporada de lluvias presenta una densidad poblacional elevada en la REPSA, llegando a consumir entre 810 y 2520 presas ha⁻¹ día⁻¹, lo cual les permite controlar al menos a cuatro especies de artrópodos de la REPSA, incluyendo al chapulín *S. purpurascens*.

Desde 2005 en la porción noreste del área de amortiguamiento 8 de la REPSA (A8), denominada "Biológicas", el grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos (antes conocido como de Ecología de Artrópodos Terrestres) del Departamento de Ecología y Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias, a cargo del Dr. Zenón Cano Santana, inició una serie de actividades encaminadas a restaurar sus áreas deterioradas y a monitorear, a largo plazo, los cambios registrados en la dominancia, composición y diversidad de la comunidad vegetal, así como en la abundancia de artrópodos y vertebrados dominantes en el ecosistema (ver Antonio-Garcés 2008; Antonio-Garcés *et al.* 2009; San José, 2010, San José *et al.* 2010; Saucedo-Morquecho, 2011), desde el punto de vista de que la restauración de los ecosistemas terrestres que alberga la REPSA debe basarse en las siguientes premisas (Antonio-Garcés 2008; Antonio-Garcés *et al.* 2009): (1) eliminar la fuente de disturbio; (2) extraer elementos extraños al ecosistema, tales como desechos orgánicos e inorgánicos; (3) recuperar el sustrato basáltico, ya sea por recuperación o por adición, (4) eliminar las

plantas exóticas, sobre todo eucaliptos y el pasto kikuyo [*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. (Poaceae)]; y (5) introducir especies vegetales nativas. Los objetivos de estas acciones son: (1) recuperar el sustrato volcánico original y adecuarlo para la colonización de especies nativas, (2) reducir la presencia de especies exóticas y arvenses, (3) reducir el riesgo de incendios, (4) recuperar la diversidad vegetal y el paisaje originales, y (5) restablecer la red trófica del ecosistema. Una premisa adicional necesaria y citada por Ayala (en prep.) es la del monitoreo continuo de esta zona, con el fin de conocer el éxito de dichas acciones para corregirlas, o bien, proseguir con su implementación.

1.6. Deterioro y acciones previas de restauración en A8

La superficie sujeta a restauración localizada en el área de amortiguamiento A8 se ubica al noreste del camellón central del Circuito Exterior. A su alrededor se encuentran las canchas de fútbol soccer del club "Pumitas" y las instalaciones del Instituto de Investigaciones Biomédicas, del Instituto de Ecología y del Instituto de Biología. El área sujeta a restauración tiene una superficie de 0.51 ha y ocupa un espacio de terreno localizado en una hondonada que estuvo sujeta desde 1974 a la acumulación de desechos, casi en su totalidad de jardinería, generados por el mantenimiento que se realiza en las canchas de fútbol adyacentes a la zona. En los bordes de esta área se encuentran aglomeraciones de cascajo y en su borde norteño, sobre una franja de 3 a 5 m de ancho de este material, crece pasto kikuyo sembrado. Entre las acciones de restauración ecológica a las que ha estado sujeta esta zona desde 2005 hasta 2008, se encuentran (Antonio-Garcés 2008; Antonio-Garcés *et al.* 2009; M. Peña, datos no publ; Saucedo-Morquecho, 2011): (a) la

extracción de 967.6 m³ de desechos orgánicos (residuos de jardinería) e inorgánicos (vidrio, plástico, metales y cascajo, entre otros); (b) la extracción mecánica de especies exóticas nocivas como el eucalipto (principalmente *E. camaldulensis*), el ricino [*Ricinus communis* L. (Euphorbiaceae)] y el pasto kikuyo; (c) la extracción de plantas nativas arvenses dominantes, como la maravilla, *Mirabilis jalapa* L. (Nyctaginaceae); (d) la recuperación de sustrato basáltico en dos subzonas, una en 2007 conocida como subzona "Dinosaurio" de 8 × 10 m, y otra en 2008, conocida como subzona "Erandi" de 5 × 8 m; (e) la introducción de 1079 plántulas de 10 especies nativas en 2005 y 2006; (f) la siembra al voleo de ca. 53,000 semillas de *Muhlenbergia robusta* (E.Fourn.) Hitchc. (Poaceae) en 2005; y (g) la construcción de nucleaciones de rocas (estructuras que sirven como hábitat a algunos animales). Estas acciones han podido llevarse a cabo gracias a 20 jornadas de restauración ecológica, que consisten en la participación de alumnos, profesores e invitados, que pueden ser familiares o público en general, para llevar a cabo las actividades mencionadas, en las cuales se recuperaron ca. 165 m² de sustrato basáltico gracias al esfuerzo de 633 asistentes que invirtieron 2,550 horas-hombre de trabajo voluntario. Adicionalmente, en junio de 2009 se llevó a cabo la introducción de 1 millón de semillas de 28 especies al voleo y se utilizó un trascabo para extraer 174 m³ de cascajo y material no consolidado del borde este de la zona (Ayala, en prep.), los cuales ayudaron a abrir espacios donde la base es de sustrato basáltico, las cuales se ampliaron en las jornadas de restauración de septiembre y noviembre de 2009. En agosto de ese mismo año se introdujeron seis encinos (*Quercus* spp.) de 30 cm de altura en diferentes partes del interior de la zona (Ayala, en prep.) y doce en el borde que fueron removidos pocas semanas después (Z. Cano-Santana, com. pers.). Uno de los problemas principales que tiene este sitio es que aún no se han logrado extraer

en su totalidad los desechos de cascajo que probablemente favorecen la dominancia de *P. clandestinum* (Ayala, en prep).

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es conocer la estructura de la comunidad vegetal y la densidad del chapulín *Sphenarium purpurascens* y de la araña *Neoscona oaxacensis* en el noreste del área de amortiguamiento A8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel después de cinco años de acciones de restauración ecológica, entre las que se incluyen: remoción de eucaliptos y otras plantas exóticas, introducción de plántulas y semillas, y recuperación de sustrato basáltico.

Los objetivos particulares, derivados del anterior, son los siguientes:

(1) Comparar la estructura de la comunidad y la densidad de estos dos artrópodos del área sujeta a restauración con los que registra un área conservada de referencia.

(2) Comparar las coberturas acumuladas de especies de plantas nativas no arvenses, nativas arvenses y exóticas entre el sitio sujeta a restauración y el mencionado sitio conservado de referencia.

(3) Conocer detalladamente la composición de la comunidad vegetal en ambos sitios de estudio.

Las hipótesis que se plantean en este trabajo son las siguientes: Si las acciones de restauración están llevando al sistema hacia una trayectoria deseada, se espera 1) que se incremente la diversidad y cobertura de las plantas nativas no arvenses, con el fin de alcanzar valores similares a los que tiene el área conservada de referencia, y 2) que la densidad poblacional de *N. oaxacensis* y *S. purpurascens* sean parecidas a las que se registran en las zona conservada. Tales indicadores darían indicios del grado de éxito de las acciones de restauración.

3. MÉTODOS

3.1. Sitio de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA) está ubicada al suroeste de la cuenca del Valle de México (19°18'31"-19°19'17" norte, 99°10'20"-99°11'52" oeste, 2200-2277 m s.n.m.) dentro del *campus* principal de la Universidad Nacional Autónoma de México (Fig. 1). Tiene un clima templado subhúmedo con régimen de lluvias en verano, con una temperatura media anual de 15.5° C y una precipitación promedio anual de 870 mm (Valiente-Banuet y De Luna, 1990). Presenta una estacionalidad marcada con una temporada de lluvia de junio a octubre y una de sequía de noviembre a mayo (Soberón *et al.*, 1991). El proceso de enfriamiento de la lava generó una gran heterogeneidad espacial y microambiental donde además puede predominar la roca madre expuesta; el suelo, de origen eólico y orgánico, es joven, escaso, poco desarrollado y se acumula en grietas, fisuras y depresiones (Cano-Santana y Meave, 1996).

El área de amortiguamiento 8 "Biológicas" conforma el camellón central de la avenida conocida como Circuito Exterior, y tiene una superficie total de 3 ha, 2,884 m². Está limitada en sus cuatro costados por el Circuito de la Zona Deportiva Poniente frente a los Institutos de Biología, de Ecología y de Investigaciones Biomédicas, y las canchas de fútbol soccer (UNAM, 2005). La parcela deteriorada que está sujeta a restauración se encuentra en su porción noreste, y tiene una superficie de 0.51 ha (ver Fig. 1). Esta zona cubre una hondonada de profundidad variable (2.5 a 4 m) la cual había estado sujeta desde 1974 a la acumulación de desechos, en su mayoría de jardinería, generados por las canchas de

fútbol adyacentes. Adicionalmente, tiene promontorios de cascajo en sus bordes y una carpeta de pasto kikuyo en su parte norte en una franja de 3 a 5 m.

Para evaluar los avances de las acciones de restauración en la región noreste del área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración se seleccionó una zona de similar tamaño al interior de la Zona Núcleo Poniente, denominada zona conservada de referencia. Esta zona se encuentra a 28 m norte de la zona sureste del área de amortiguamiento A11 (“Vivero Alto”), también sujeta a acciones de restauración ecológica desde 2005 (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009), y tiene un área de 0.35 ha (ver Fig. 1). Los árboles que dominan este sitio son *B. cordata* y *E. camaldulensis* y tienen alturas entre 6.8 y 19.2 m.

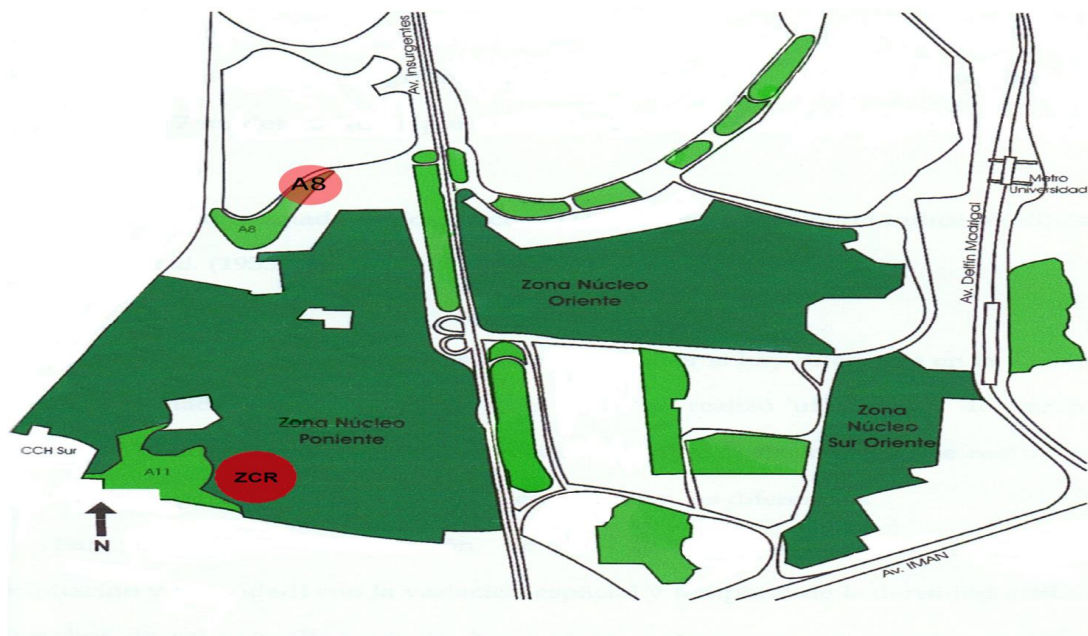


Figura 1. Localización de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel dentro de Ciudad Universitaria, D.F. y de los sitios de estudio, la parte noreste área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración (A8) y la zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo (ZCR). Tomado de Pérez-Escobedo (2007).

3.2. Estructura de la comunidad vegetal

Para conocer la composición y la dominancia relativa (en términos de cobertura) de la comunidad vegetal asentada en la zona sujeta a restauración, se hicieron seis muestreos bimestrales en la zona de amortiguamiento A8 sujeta a restauración y el área conservada de referencia, de febrero de 2010 a diciembre de 2010. Se utilizó el método de líneas de Canfield (Canfield, 1941), y se revisó la cobertura de cada especie en tramos de 1 m en cada línea. En el área A8 se muestrearon 347 m de línea divididos de la siguiente manera: una línea longitudinal de 135 m por el centro del sitio y cinco líneas, transversales a la primera y paralelas entre sí, separadas de 7 a 20 m, con una longitud de entre 32 y 54 m distribuidas por toda la zona, de la misma manera en que se hizo en otros estudios (Antonio-Garcés 2008; Antonio-Garcés *et al.* 2009; M. Peña datos, datos no publ; Saucedo-Morquecho, 2011; Ayala, en prep.).

En la zona conservada de referencia (ZCR) localizada en la Zona Núcleo Poniente se trazaron tres líneas de 50 m en dirección norte-sur y dos líneas de 50 m en dirección este-oeste separadas entre sí 19 m.

Con los datos registrados, se obtuvo la cobertura relativa de las especies dominantes en A8 sujeta a restauración y se comparó con respecto a la zona conservada de referencia. Se clasificaron las plantas en exóticas, nativas no arvenses y nativas arvenses. La determinación de especies exóticas se hizo tomando como referencia a Villaseñor y Espinosa-García (2004) y a Antonio-Garcés *et al.* (2009). Las exóticas, tanto arvenses como las posiblemente no arvenses, se consideraron dentro del mismo grupo (ver Antonio Garcés 2008). Para categorizar a una planta como nativa no arvense y nativa arvense se clasificó utilizando los datos proporcionados por Antonio-Garcés *et al.* (2009), y las especies que no

se encontraron en ese trabajo fueron descritas como arvenses si se encontraban dentro de la clasificación de malezas o arvenses en uno o más de los siguientes trabajos: Espinosa-García y Sarukhán (1997), Villaseñor y Espinosa-García (1998), Rzedowski y Rzedowski (2001) y Castillo-Argüero *et al.* (2009). Espinosa-García y Sarukhán (1997) definen arvense como las plantas silvestres que crecen en los campos agrícolas y en sitios aledaños a los caminos.

Se analizó el cambio temporal del valor del índice de Shannon-Wiener (H' , usando logaritmo decimal), considerando los datos de frecuencia registrados en cada muestreo y se compararon entre sitios en cada fecha mediante una prueba de t (Zar, 1999). Asimismo, se calculó la diversidad global de cada sitio con H' (también usando logaritmo decimal), considerando los datos promedio anuales de las coberturas de cada especie en cada sitio. También se analizaron los cambios en el índice de similitud de Sørensen a través de los diferentes meses de muestreo. Finalmente, se calcularon los índices de similitud de Jaccard y de Sørensen, considerando la lista final de especies vegetales en cada sitio.

3.3. Densidad de artrópodos

Con el fin de conocer la densidad poblacional de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* se hicieron cuatro muestreos mensuales en el área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración y en la zona conservada de referencia de julio a octubre de 2010. Las poblaciones de artrópodos se estimaron utilizando 20 cuadros de 1 × 1 m seleccionados aleatoriamente en cada zona. Los mismos cuadros fueron utilizados durante los cuatro meses. Primero se contaron los individuos que se encontraban a la vista en un cuadro y, posteriormente, se golpeó la vegetación del cuadro con una red entomológica de golpeo y

se contó el número de los chapulines capturados en la red. Se registró el valor de abundancia más alto entre los dos métodos para cada especie. Los artrópodos capturados fueron finalmente liberados en el cuadro en que se colectaron. Los datos se analizaron utilizando AndeVAs de dos vías para cada especie, con el fin de verificar el efecto del sitio y la fecha sobre la densidad registrada. Los datos se transformaron como $\sqrt{(x + 0.05)}$ por tratarse de datos discretos (Zar, 1999). Posteriormente se aplicó una prueba *post hoc* de Tukey.

3.4. Inventario de plantas 2010

Con el fin de conocer detalladamente la composición de la comunidad vegetal en ambos sitios de estudio, se realizaron visitas frecuentes a ambos sitios entre enero y diciembre de 2010 para registrar las especies de plantas que se encuentran en ellos. Al menos se visitaron los sitios una vez al mes con el fin de buscar nuevas especies de plantas que se registren en estos sitios. Las plantas no identificadas fueron colectadas y herborizadas para su posterior identificación. Se calcularon los índices de similitud de Jaccard y Sørensen, considerando la lista final de especies vegetales en cada sitio emanada de estos datos.

3.5. Acciones de restauración ecológica

Se hicieron cuatro jornadas de restauración (Tabla 1) contando con la colaboración de 122 voluntarios, lo que representa un trabajo equivalente a 306.4 horas·hombre, en las que se extrajo 22.98 m³ (61.3%) de desechos orgánicos, 1.22 m³ (3.3%) de desechos inorgánicos y 13.29 m³ (35.4%) de tierra, dando un total de 37.49 m³ de desechos extraídos. Como parte de los desechos orgánicos, se tomó en consideración las plantas exóticas removidas,

como el pasto *Pennisetum clandestinum* (11.74 m³), el árbol *Eucalyptus camaldulensis* (7.44 m³).

También se construyeron tres nucleaciones de roca volcánica (Fig. 2). Tres y Reis (2007) definen nucleación como cualquier elemento biótico o abiótico capaz de propiciar, dentro de las comunidades en restauración, aumento en el número de individuos y poblaciones a través de la facilitación y creación de nuevos nichos de regeneración y colonización que generan nuevas situaciones de conectividad en el paisaje. El resultado de la acción de estos elementos bióticos y abióticos es la formación de núcleos de diversidad. Las nucleaciones construidas tienen unas dimensiones que van de 1 a 1.5 m de largo, de 80 a 120 cm de ancho y una altura de 50 cm (Fig. 2). Se utilizaron rocas basálticas de entre 10 y 25 cm³ y fueron construidas con el propósito de que los animales que residen en la zona encuentren refugio ante los depredadores y las condiciones ambientales adversas, además del añadido estético que proporcionan al lugar (Fig. 2).

Tabla 1. Asistentes, esfuerzo y material retirado durante las jornadas de restauración ecológica del 6 de marzo al 4 de diciembre de 2010 en la zona A8 sujeta a restauración.

Jornada	Fecha	No. de asistentes	Esfuerzo (h hombre)	Orgánico (m³)	Inorgánico (m³)	Tierra (m³)	Total (m³)
1	6/03/10	37	72.12	11.99	0.43	1.17	13.59
2	8/05/10	32	115.37	3.66	0.49	7.82	11.97
3	6/10/10	25	55.2	3.35	0.17	2.39	5.91
4	4/12/10	28	63.7	3.98	0.13	1.91	6.02
Total		122	306.39	22.98	1.22	13.29	37.49



Figura 2. Aspecto de una nucleación de rocas construida durante una de las jornadas de restauración llevadas a cabo en el sitio A8 sujeto a restauración.

4. RESULTADOS

4.1. Estructura de la comunidad vegetal

Durante el periodo de febrero a diciembre de 2010, se registraron 51 especies en la zona A8 de las cuales 25 son nativas no arvenses (49.0%), 19 nativas arvenses (37.3%) y siete exóticas (13.7%), mientras que en la zona conservada de referencia se obtuvo un total de 61 especies compuesto por 44 nativas no arvenses (72.1%), 12 nativas arvenses (19.7%) y cinco exóticas (8.2%) (Tabla 2). Las dos zonas compartieron 32 especies, mientras que se registraron 19 y 29 especies exclusivas de A8 y ZCR respectivamente.

Tabla 2. Cobertura promedio anual (cm) de las especies nativas arvenses (n/A), nativas no arvenses (n/NA) y exóticas (E) registradas en el noreste del área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración ecológica (A8) y en una zona conservada de referencia (ZCR) localizada en la Zona Núcleo Poniente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel entre febrero y diciembre de 2010.

Especie	Familia	Tipo	A8 (cm)	ZCR (cm)
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Agavaceae	n/NA		316.5
<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth) Hemsl.	Apiaceae	n/NA	11.7	112.7
<i>Asplenium praemorsum</i> Sw.	Aspleaniaceae	n/NA		12.7
<i>Astrolepis sinuata</i> (Lag. Ex Sw.) D.M. Benham & Windham	Adiantaceae	n/NA		2.3
<i>Baccharis sordescens</i> DC.	Asteraceae	n/NA	13.7	1.5
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae	n/A	202.8	
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schltld.	Rubiaceae	n/NA		198.8
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray	Asteraceae	n/A	5.8	7.5
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Loganiaceae	n/NA	3525.8	6836.7
<i>Bursera cuneata</i> Engl.	Burseraceae	n/NA		298.5
<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth.	Mimosaceae	n/NA		266.0
<i>Cardiospermum halicababum</i> L.	Sapindaceae	n/A		331.0
<i>Cheilanthes bonariensis</i> (Willd.) Proctor	Adiantaceae	n/NA		875.8
<i>Cheilanthes myriophylla</i> Desv.	Adiantaceae	n/NA		83.3
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	n/NA	62.5	3800.5

Tabla 2. (Continúa).

Especie	Familia	Tipo	A8 (cm)	ZCR (cm)
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	Commelinaceae	n/A	26.7	80.7
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	Asteraceae	n/A	104.2	
<i>Cyperus seslerioides</i> Kunth	Cyperaceae	n/A	65.8	
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Asteraceae	n/NA	64.8	1324.5
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	Acanthaceae	n/A	859.8	
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	Dioscoreaceae	n/NA	717.3	494.2
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae	n/NA	386.0	573.5
<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Crassulaceae	n/NA		802.0
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Myrtaceae	E	407.5	1834.3
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	E		359.3
<i>Eucalyptus resinifera</i> Smith	Myrtaceae	E		170.0
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	Asteraceae	n/NA	1149.3	7205.2
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg.	Fabaceae	n/NA		2998.7
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Oleaceae	n/NA	510.2	84.2
<i>Funastrum elegans</i> (Decne.) Schltr.	Asclepiadaceae	n/NA	172.5	159.5
<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	Geraniaceae	n/A	33.67	
<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	Asteraceae	n/NA	10.0	
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	Asteraceae	n/NA		5.3
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth.	Convolvulaceae	n/NA		16.8
<i>Iresine calea</i> (Ibáñez) Standl.	Amaranthaceae	n/NA	30.7	114.3
<i>Iresine cassiniiformis</i> Schauer	Amaranthaceae	n/NA		204.0
<i>Iresine diffusa</i> Humb. et Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae	n/A	35.0	
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J.L. Gentry.	Solanaceae	n/A	111.7	
<i>Lantana velutina</i> M.Martens & Galeotti	Verbenaceae	n/NA	126.0	104.3
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	Lamiaceae	E	25.0	
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	Polemoniaceae	n/A	14.2	95.7
<i>Mammillaria magnimamma</i> Haw.	Cactaceae	n/NA		120.0
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) Mc Vaugh	Agavaceae	n/NA		37.5
<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	Asclepiadaceae	n/NA	117.5	766.2
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Nyctaginaceae	n/A	1392.3	
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	Asteraceae	n/NA	5941.7	611.5
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.	Poaceae	n/NA	303.3	1482.5
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Solanaceae	E	41.2	
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Cactaceae	n/NA	64.8	1050.7
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	n/A		2.8
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	Passifloraceae	n/NA		96.5
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Poaceae	E	12107.7	590.7
<i>Peperomia campyloptropa</i> A. W. Hill	Piperaceae	n/A		3.3
<i>Peperomia galioides</i> H.B.K.	Piperaceae	n/NA		250.3

Tabla 2. (Continúa).

Especie	Familia	Tipo	A8 (cm)	ZCR (cm)
<i>Phoradendron brachystachyum</i> Nutt.	Viscaceae	n/A		166.5
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Phytolaccaceae	n/A	2388.2	
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	Asteraceae	n/NA	16.7	33.2
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	Plumbaginaceae	n/NA	56.8	397.3
<i>Polypodium areolatum</i> Humb. et Bonpl. ex Willd. Sm.	Polypodiaceae	n/NA	115.5	47.2
<i>Polypodium thysanolepis</i> A. Braun ex Klotzsch	Polypodiaceae	n/NA		362.3
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Rosaceae	n/NA	776.3	110.3
<i>Quercus deserticola</i> Trel.	Fagaceae	n/NA		16.3
<i>Reseda luteola</i> L.	Resedaceae	E	295.2	
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	E	21.7	
<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	Lamiaceae	n/NA	135.2	551.3
<i>Schinus molle</i> L.	Anacardiaceae	E	1828.5	548.3
<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. Et Greville) Spring	Selaginellaceae	n/NA		29.5
<i>Senecio praecox</i> (Cav.) DC.	Asteraceae	n/NA	84.8	3357.8
<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacq.) H.S. Irwin & Barneby	Caesalpinaceae	n/A	0.8	
<i>Sicyos deppei</i> G. Don	Curcubitaceae	n/A	851.3	
<i>Solanum nigrescens</i> M. Martens & Galeotti	Solanaceae	n/A	8.0	
<i>Sprekella formosissima</i> (L.) Herb.	Amaryllidaceae	n/A		0.8
<i>Stevia micrantha</i> Lag.	Asteraceae	n/A	38.3	12.5
<i>Stevia ovata</i> Willd.	Asteraceae	n/A	742.3	40.5
<i>Stevia salicifolia</i> Cav.	Asteraceae	n/NA		5.0
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Asteraceae	n/A	13.0	
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	Bromeliaceae	n/NA	63.3	112.2
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Asteraceae	n/NA	238.5	213.0
<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth	Hydrophyllaceae	n/A		600.8
<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L.	Asteraceae	n/A	25.0	
TOTAL			36340.6	41387.1

La especie dominante en el sitio A8 fue el pasto exótico *Pennisetum clandestinum*, cuya cobertura relativa varió de 29.0 a 41.0%. *Montanoa tomentosa* y *Buddleia cordata*, por su parte, fueron las plantas nativas con mayor dominancia, contando con una cobertura de entre 14.9 y 20.6% y entre 8.6 y 11.5%, respectivamente. En este sitio existen otras cuatro especies dominantes (*i.e.*, que presentaron una cobertura mayor a 5.0%), la exótica *Schinus molle* L. (Anacardiaceae) y las nativas arvenses *Phytolacca icosandra* L.

(Phytolaccaceae), *Dicliptera peduncularis* Nees. (Acanthaceae) y *Miriabilis jalapa*. Las plantas no dominantes registraron una cobertura que varía de 16.7 a 34.6 %. Por su parte, la comunidad vegetal de la zona conservada de referencia fue dominada por especies nativas, resaltando *Eupatorium petiolare* (con 7.3 a 22.1% de cobertura relativa) y *Buddleia cordata* (que registra de 11.7 a 22.3%). La enredadera *Cissus sicyoides* L. (Vitaceae) presentó valores de 14.1% en junio y 16.6% en agosto, pero el resto del año sólo se registraron coberturas cercanas al 5.0%. La única especie exótica con más de 5.0% de cobertura relativa fue el árbol *Eucalyptus camaldulensis*, y no se registraron especies nativas arvenses que sobrepasaran ese límite. Entre el 33.7 y el 41.2% del sitio está ocupado por especies con una cobertura inferior al 5.0% (Fig. 3).

En la zona A8 la dominancia fue compartida entre especies nativas no arvenses (38.1 a 45.3%) y las exóticas (35.7 a 48.7%), en tanto que las especies nativas arvenses no sobrepasaron el 25.0% de cobertura. En contraste, en la zona conservada de referencia, dominaron las especies nativas no arvenses (83.0 a 90.5%). Asimismo, se registró de 6.4 a 14.0% de exóticas y la cobertura de las nativas arvenses nunca rebasó el 7.0% (Fig. 4).

El índice de similitud de Sørensen (Figura 4) registró valores de entre 42.2 (en abril) y 59.5 (en octubre). Considerando la lista final de especies con base en las líneas de Canfield se registró un índice de similitud de Sørensen de 57.1, mientras que el índice de Jaccard fue de 40.0. Los valores de diversidad de acuerdo con el índice de Shannon-Wiener siempre fueron más altos en la ZCR (que variaron entre 1.31 y 1.41) que en A8 (que variaron entre 0.96 y 1.20) (Fig. 6). El índice de Shannon calculado con los datos de frecuencia fue de 1.11 para A8 y de 1.41 para ZCR.

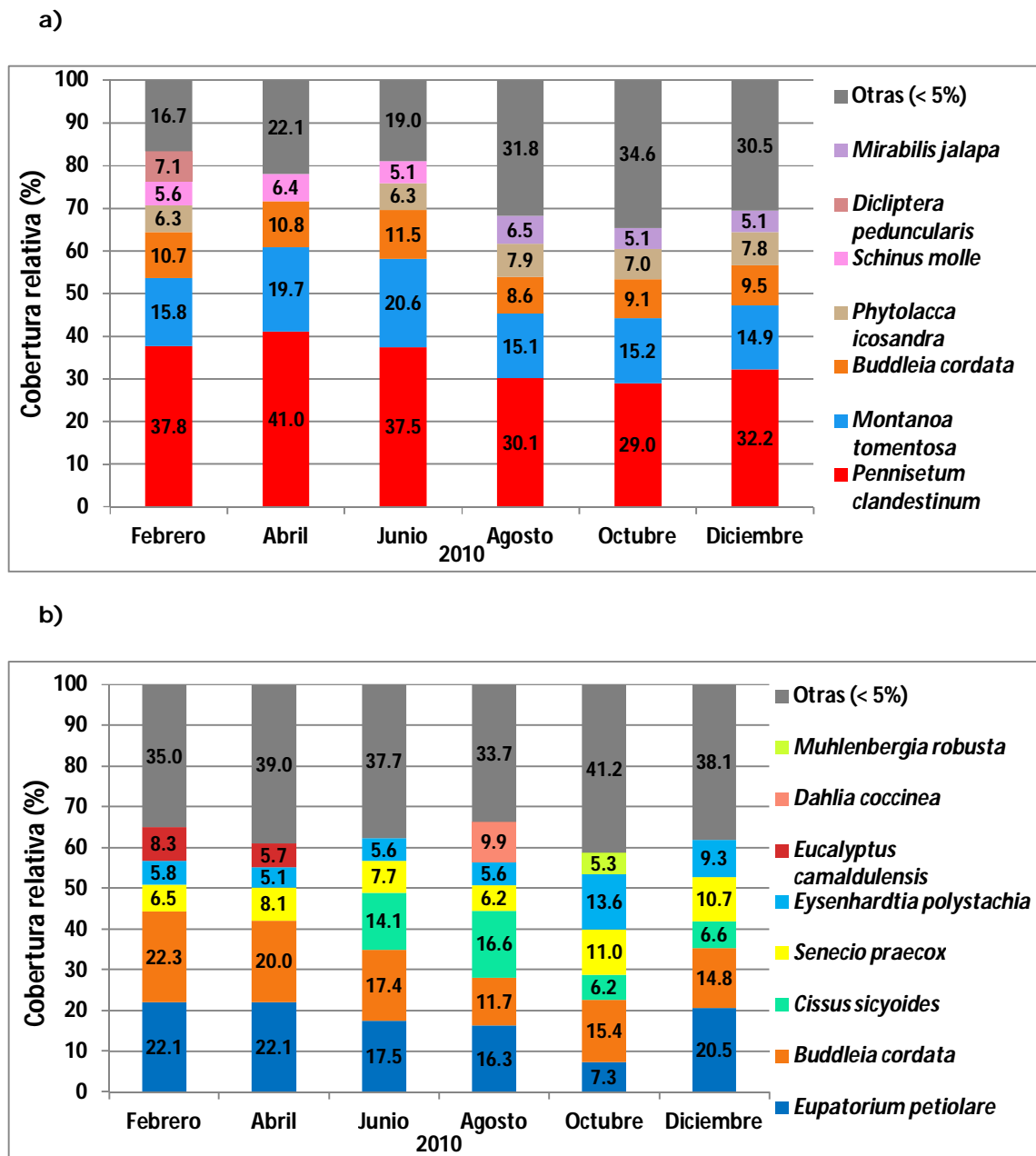
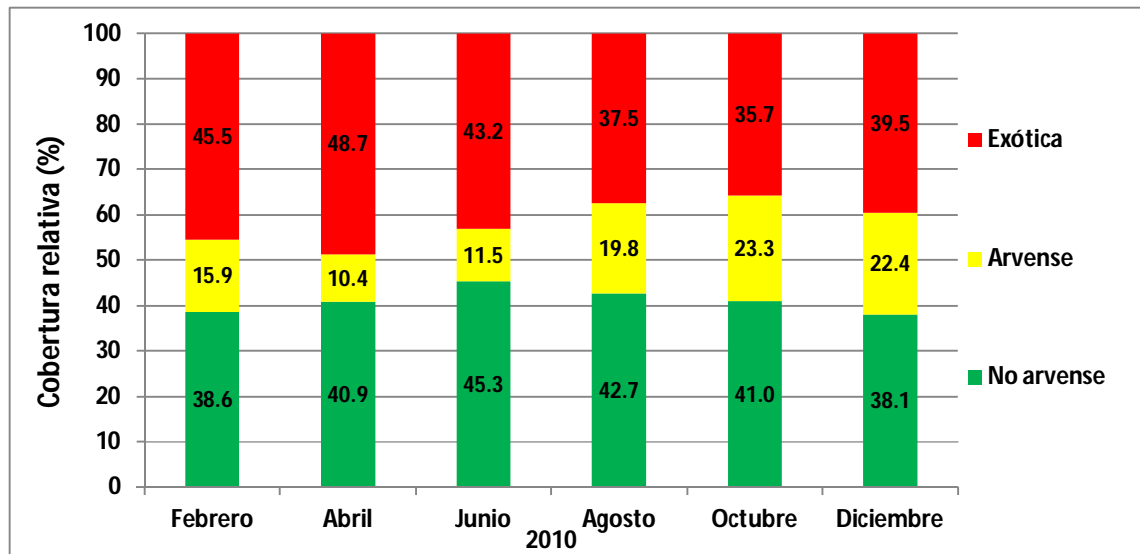


Figura 3. Cobertura relativa de las especies vegetales presentes durante el 2010 en (a) la zona A8 sujeta a restauración y (b) la zona conservada de referencia en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

a)



b)

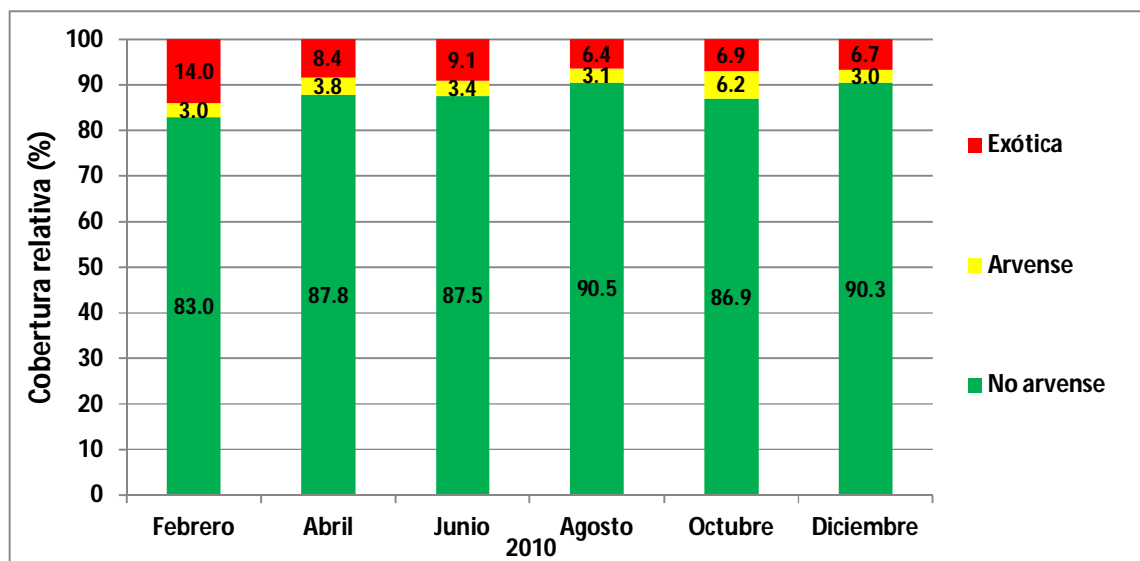


Figura 4. Cobertura relativa de las especies vegetales presentes de acuerdo a tres categorías durante el 2010 en (a) la zona A8 y (b) la zona conservada de referencia en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

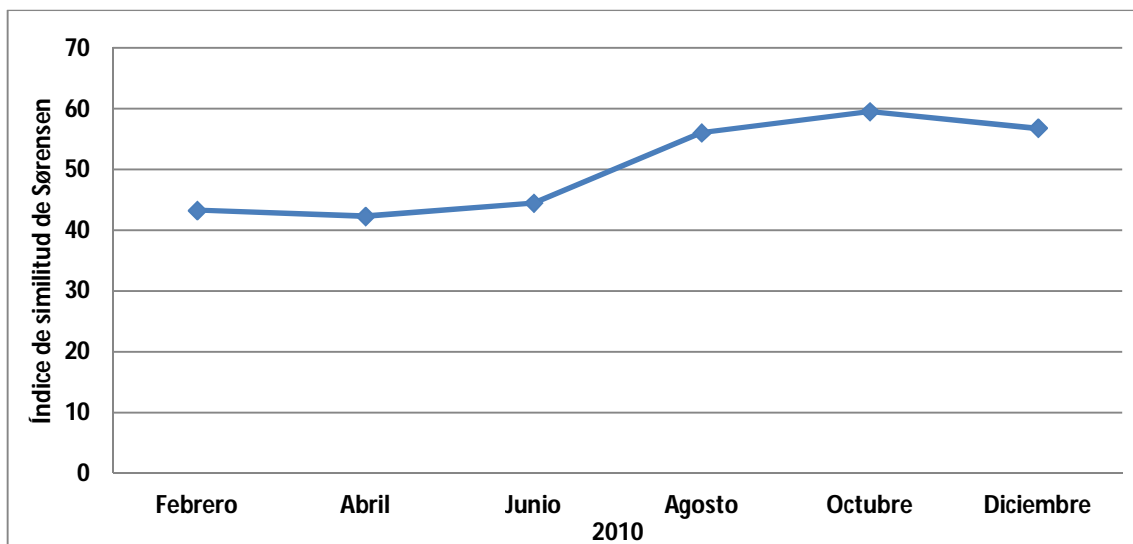


Figura 5. Índice de similitud de Sørensen entre la zona A8 y la zona conservada de referencia a lo largo del 2010.

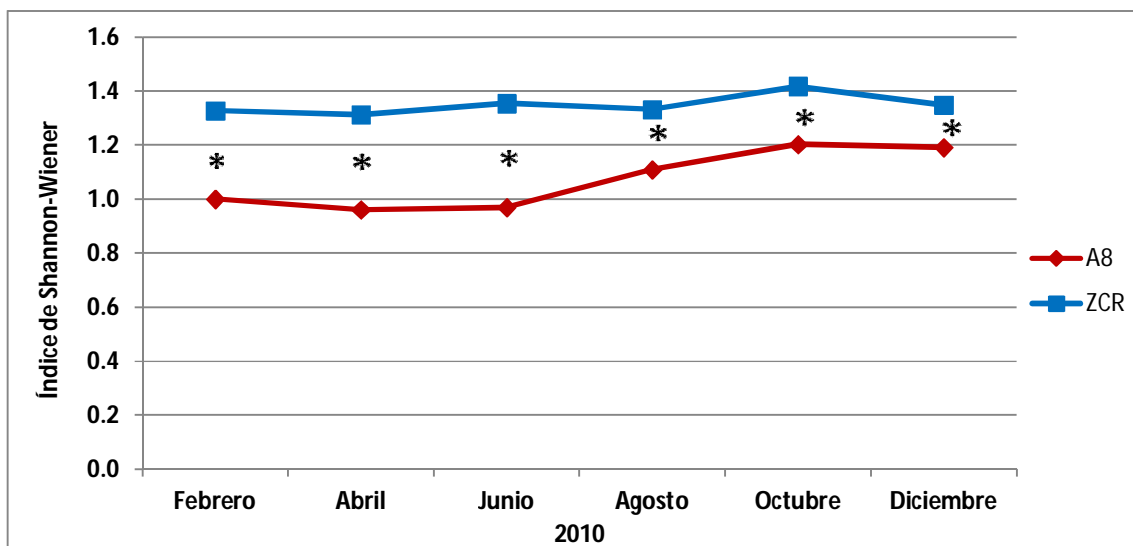


Figura 6. Variación bimestral de los valores de los índices de diversidad de Shannon-Wiener en el noreste de la zona de amortiguamiento A8 sujeta a restauración y en la zona conservada de referencia (ZCR) localizada en la zona núcleo de la REPSA, entre febrero y diciembre de 2010. El asterisco señala que existen diferencias significativas entre sitios con $P < 0.05$ (prueba de t).

4.2. Densidad de artrópodos

Al realizar los AnDeVAs de dos vías, se encontró un efecto significativo del sitio

($F_{1,152}=63.911$, $P<0.001$), pero no de la fecha ($F_{3,152}=1.249$, $P=0.294$) ni de la interacción sitio \times fecha ($F_{3,152}=0.317$, $P=0.813$) sobre la densidad de *Sphenarium purpurascens*, siendo ésta más alta en la zona A8 ($4.56 \pm$ error estándar 1.2 ind/m²) que en la zona conservada de referencia (0.35 ± 0.19 ind/m²) (Fig. 7).

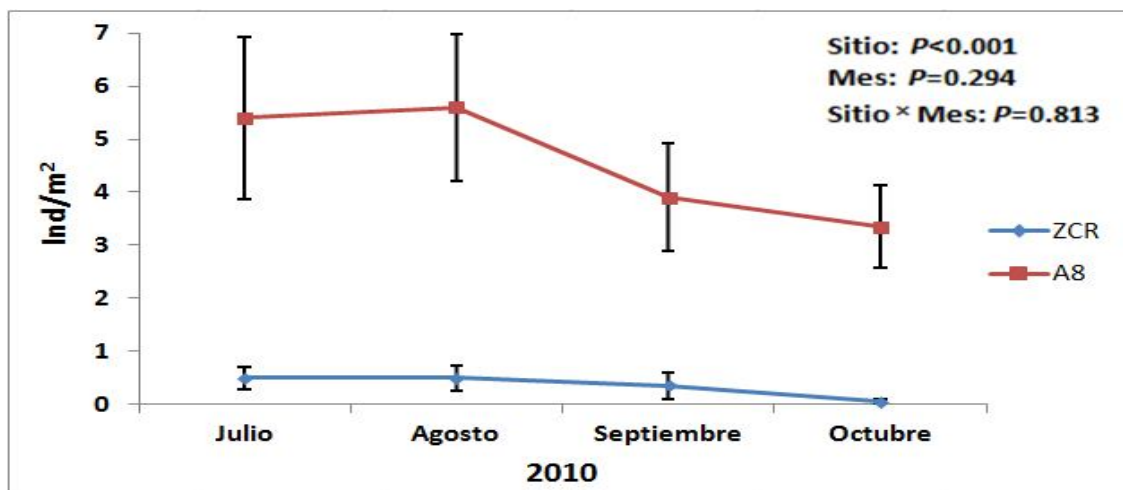


Figura 7. Densidad del chapulín *Sphenarium purpurascens* (No. /m² \pm e.e.) en la zona de amortiguamiento A8 sujeta a acciones de restauración y en la zona conservada de referencia (ZCR) durante 2010.

Por otra parte, hubo un efecto significativo de la fecha ($F_{3,152}=49.282$, $P<0.001$), pero no del sitio ($F_{1,152}=1.023$, $P=0.314$) ni de la interacción sitio \times fecha ($F_{3,152}=1.222$, $P=0.304$) sobre la densidad de *Neoscona oaxacensis*. Se registró mayor densidad de arañas en julio (0.49 ± 0.13 ind/m²) que en los meses restantes (en los cuales se registró una densidad promedio de 0.34 ± 0.08 ind/m²) (Fig. 8).

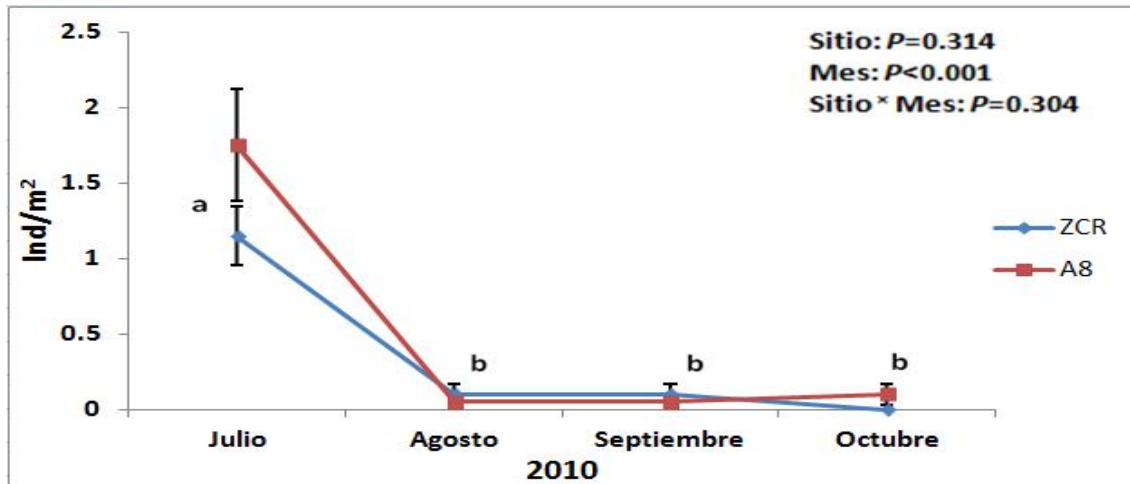


Figura 8. Densidad de la araña *Neoscona oaxacensis* (No. /m² \pm e.e.) en la zona de amortiguamiento A8 sujeta a acciones de restauración y en la zona conservada de referencia (ZCR) de la REPSA durante 2010. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre fechas con $P<0.05$ (prueba de Tukey).

5. DISCUSIÓN

5.1. Dinámica de la estructura vegetal: comparación con estudios previos

Al comparar los datos de la estructura vegetal obtenidos en el sitio sujeto a restauración en A8 con aquellos que registraron Antonio Garcés (2008) en 2006, M. Peña (no publ.) en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, y Ayala (en prep.) en 2009, se encuentra lo siguiente.

5.1.1. *Especies dominantes.* *Pennisetum clandestinum*, *Montanoa tomentosa*, *Buddleia cordata*, *Phytolacca icosandra*, *Schinus molle*, *Dicliptera peduncularis* y *Mirabilis jalapa* fueron las especies dominantes en el sitio sujeto a restauración en 2010 (Fig. 3a). Todas ellas han sufrido cambios evidentes en su cobertura año con año (Fig. 9), no obstante, las especies nativas no arvenses *M. tomentosa* y *B. cordata*, así como la exótica *P. clandestinum* se han mantenido como dominantes durante todo el periodo de acciones de restauración (Fig. 9), lo que las convierte en especies representativas de esta comunidad vegetal.

En particular, San José y Alcalde (2010) detectó que las aves visitan frecuentemente al tepozán *B. cordata* para el forrajeo, convirtiéndola en la especie nativa más utilizada para esta actividad. Estos datos sustentan la importancia de esta planta como fuente de recursos alimenticios y como sitio de percha, lo cual es favorecido por mayor altura en relación con el resto de las plantas en el sitio (2 a 4 m) y por su copa abierta. La modificación estructural del tepozán sobre la comunidad vegetal actual, puede ser indicio de que el tepozán sea una fase seral como lo sugieren Cano Santana y Meave (1996), que consideran que el bosque de tepozán podría ser una etapa seral intermedia entre el matorral xerófilo y el bosque de

encinos en el Pedregal del Xitle.

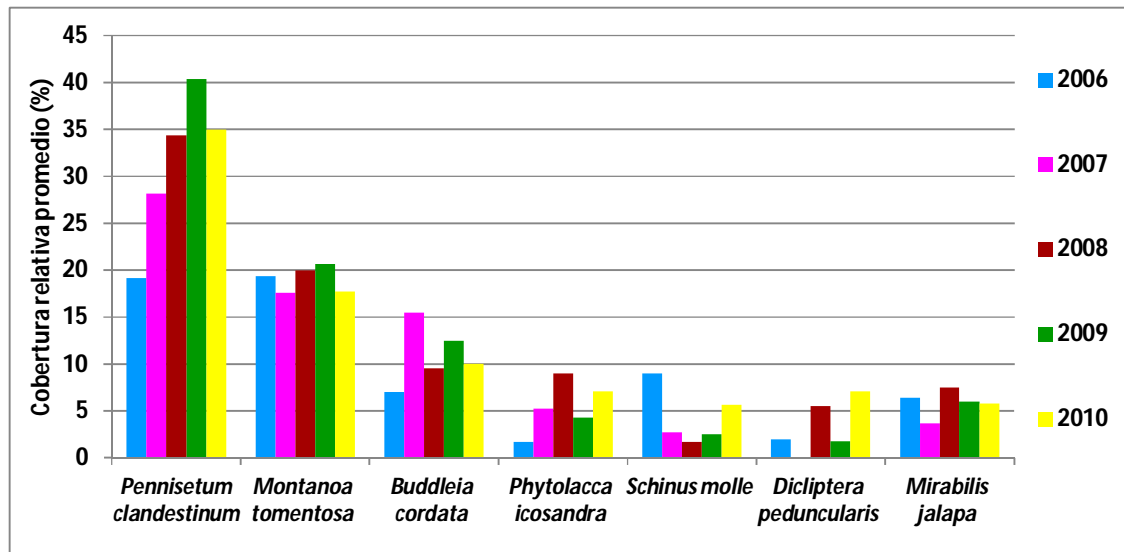


Figura 9. Porcentaje de cobertura relativa promedio de las especies dominantes en el noreste del área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración ecológica (A8) en la REPSA entre 2006 y 2010. Los datos se basan en los obtenidos en el sitio por Antonio Garcés (2008) en 2006, M. Peña (no publ.) en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

5.1.2. *Variación intra-anual por tipo de especies.* El 2010 resultó el año más estable en lo que se refiere a variación intra-anual en los valores de cobertura relativa de cada tipo de planta, sobre todo de nativas no arvenses y exóticas (Tabla 3), ya que la fluctuación de valores jamás rebasó en ninguna categoría el 13% de diferencia. Esto contrasta con los cuatro años anteriores, cuando se presentó una gran variación intra-anual en los datos de cobertura, llegando a tener valores de variación entre 19.2 a 39.2% en las plantas nativas no arvenses y de entre 22.1 y 49.0% en las exóticas. En 2010 se registró una variación intra-anual de 12.9% en las plantas arvenses el cual es un valor parecido a los registrados en 2006, 2008 y 2009 (9.7-11.9%), pero muy bajo respecto al encontrado en 2007

(22.5%). La tendencia general es que conforme transcurre más tiempo desde el inicio de la implementación de las acciones de restauración ecológica, se presenta una menor inestabilidad intra-anual por parte de la comunidad vegetal. Considerando el objetivo de remover las especies vegetales exóticas, este hecho podría considerarse una prueba de que las acciones de restauración han logrado reducir la inestabilidad de la comunidad vegetal.

Tabla 3. Variación intra-anual de la cobertura relativa (sustracción entre el dato más alto y el más bajo; %) por tipo de planta en la zona sujeta a restauración en A8 de la REPSA durante el periodo 2006-2010. Entre paréntesis se señala el rango de valores. Los datos se basan en los obtenidos en el sitio por Antonio Garcés (2008) en 2006, M. Peña (no publ.) en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

	2006	2007	2008	2009	2010
	39.2	27.2	21.0	19.2	7.2
Nativa no arvense	(25.8-65.0)	(25.8-53.0)	(31.0-52.0)	(35.3-54.5)	(38.1-45.3)
	9.7	22.5	11.9	10.7	12.9
Nativa arvense	(0.3-10.0)	(5.5-28.0)	(0.6-12.5)	(3.9-14.6)	(10.4-23.3)
	46.9	49.0	25.5	22.1	13.0
Exótica	(27.0-73.9)	(25.0-74.0)	(30.5-56.0)	(38.7-60.8)	(35.7-48.7)

5.1.3. Variación anual de la cobertura por tipo de plantas. La zona sujeta a restauración en A8 se ha caracterizado desde 2006 porque las especies exóticas siempre han dominado en términos de su cobertura relativa, la cual ha variado entre 42.2 (en 2010) y 49.9% (en 2006) (Fig. 10). Asimismo, las especies nativas arvenses siempre han mantenido valores bajos de cobertura relativa, la cual ha variado entre 5.0 (en 2006) y 16.8% (en 2010). Las nativas no arvenses, por su parte, han registrado valores de cobertura relativa de entre el 37.4 (2007) y el 45.9% (2008), siendo su cobertura siempre superada por la de las exóticas, aunque en 2010 se encontró la menor diferencia entre ambos tipos de especies.

El patrón general que se detecta a lo largo del tiempo es que la cobertura de las plantas exóticas ha tendido a la disminución, lo que sugiere cierto éxito en las acciones de restauración.

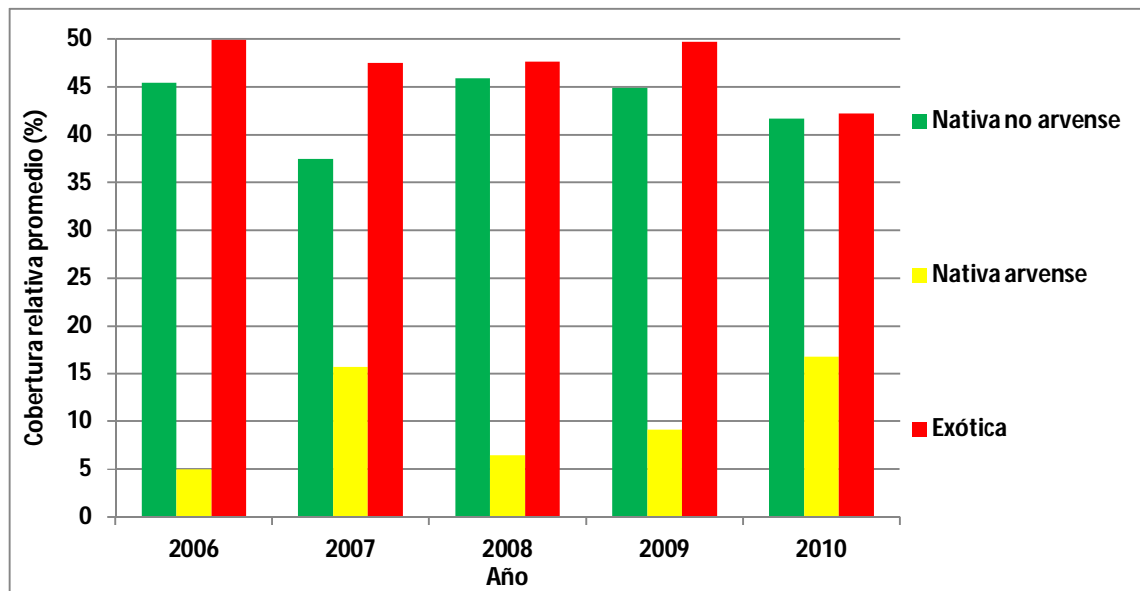


Figura 10. Porcentaje de cobertura relativa promedio por tipo de planta en el noreste del área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración ecológica (A8) en la REPSA entre 2006 y 2010. Los datos se basan en los obtenidos en el sitio por Antonio Garcés (2008) en 2006, M. Peña (no publ.) en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

5.1.4. *Riqueza específica, composición y diversidad.* En este trabajo se registró la presencia de un total de 51 especies en la zona A8 sujeta a restauración, lo que representa el valor más bajo tomando en cuenta los registros previos, cuando se contabilizaron 76, 78, 69 y 74 especies en 2006, 2007, 2008 y 2009, respectivamente (Fig. 11a). Al analizar el cambio anual de la riqueza de especies por tipo de plantas, se encuentra que las nativas no

arvenses varían en su riqueza, registrándose 48 y 50 especies en los primeros dos años (63.2 y 64.1%), reduciéndose en 2008 a sólo 40 especies (el 58.8%) e incrementándose a 57 (77.0%) en 2009, pero registrándose solo 25 (el 49.0%) en 2010 (este estudio) (Figs. 11a y b). En general, las plantas nativas arvenses mantienen su riqueza específica año con año (entre 19 y 21 especies; 24.4 a 37.3%), excepto en 2009 en que se registraron sólo nueve especies (12.2%). Las plantas exóticas, por su parte se han reducido ligeramente de nueve especies registradas en 2006 (11.8%) a sólo siete en 2010 (13.7%) (Figs. 11a y b).

En 2010 ya no se registró la presencia de las plantas exóticas *Sonchus oleraceus* L. (Asteraceae), (registrada en 2006, 2007 y 2008) y de *Digitaria ternata* (A. Rich.) Stapf (Cyperaceae), registrada en 2006 y 2007.

El registro de una alta riqueza de especies al inicio del proceso pudo deberse a: (1) la introducción de plántulas y semillas de 10 especies que se hizo entre 2005 y 2006 (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.* 2009), y (2) la colonización inicial de plantas. Parece ser que la estrategia de siembra al voleo en 2009 (1,427,079 semillas de 28 especies; Ayala, en prep.) no fue del todo efectiva porque el muestreo de 2010 no confirma el establecimiento esperado de especies nativas no arvenses, sino que sólo demuestra el aumento de establecimiento por parte de las nativas arvenses. Ayala (en prep.) menciona que hasta 2009, sólo sobrevivieron 16 de las 1014 plántulas introducidas en 2006, cuyas alturas variaron entre 11.5 y 121 cm de altura. El índice de similitud de Sørensen entre la zona A8 sujeta a restauración y la zona conservada de referencia fue de 57.1 en 2010 (con base en los datos de la línea de Canfield). Esto muestra que hubo un aumento en el número de especies compartidas entre sitios respecto al obtenido en 2007, cuando se registró un valor de 46.0 y al registrado en 2009 (51.1), pero éste muestra, también, una disminución

respecto a 2008, cuando se obtuvo un valor de 61.0, que es el máximo registrado hasta el momento (Fig. 12).

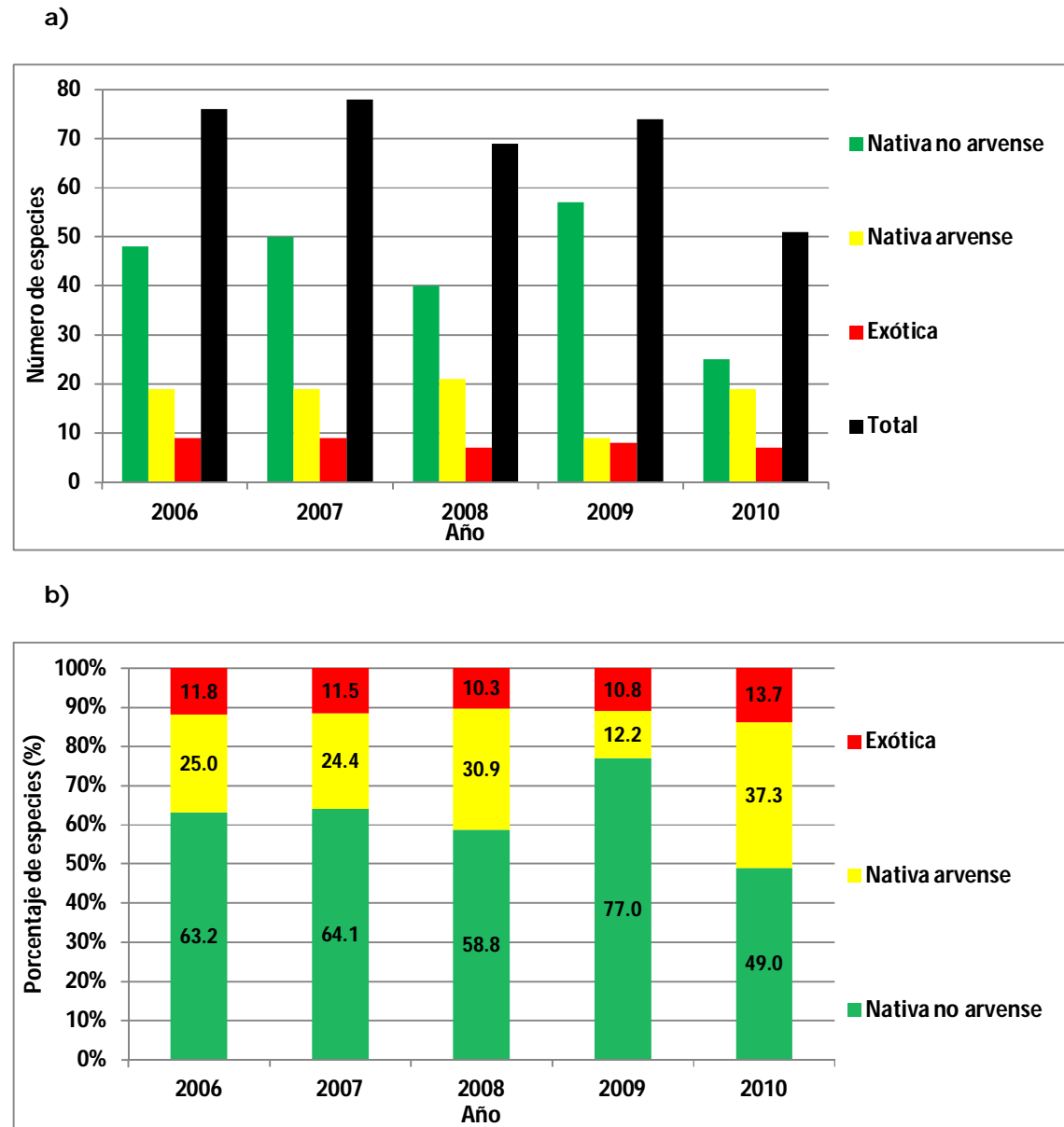


Figura 11. Cambio anual en (a) número y (b) porcentaje de especies por tipo de planta en el noreste del área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración ecológica en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel entre 2006 y 2010. Los datos se basan en los obtenidos en el sitio por Antonio Garcés (2008) en 2006, M. Peña (no publ.) en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

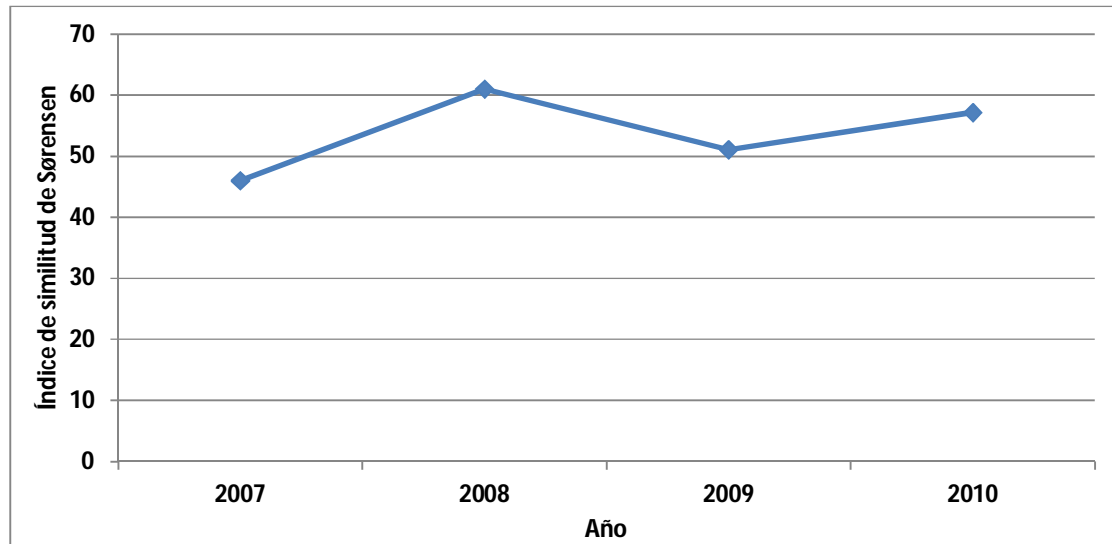


Figura 12. Comparación del índice de similitud de Sørensen entre la zona A8 sujeta a restauración y una zona conservada de referencia de 2007 a 2010. Los datos se basan en los obtenidos por M. Peña (no publ.) en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

5.2. Densidad de artrópodos: comparación entre sitios y con estudios previos

Es conveniente evaluar la recuperación de la fauna nativa de artrópodos debido a la amplia diversidad de microhábitats y nichos que ocupan. Gracias a los grandes tamaños poblacionales y a sus generaciones de corta duración, los artrópodos otorgan tamaños de muestra adecuados para hacer comparaciones estadísticas (Longcore 2003). El objetivo de conocer la densidad de dos poblaciones relevantes de artrópodos en la Reserva del Pedregal fue principalmente para saber si éstas han logrado recuperarse en el transcurso del proceso de restauración.

El registro de *S. purpurascens* muestra que la densidad máxima se alcanza entre julio y agosto y, a partir de ese lapso disminuye, lo que coincide con estudios previos (Cano-Santana, 1994; Saucedo-Morquecho, 2011; M. Peña datos, datos no publ; Ayala, en prep.).

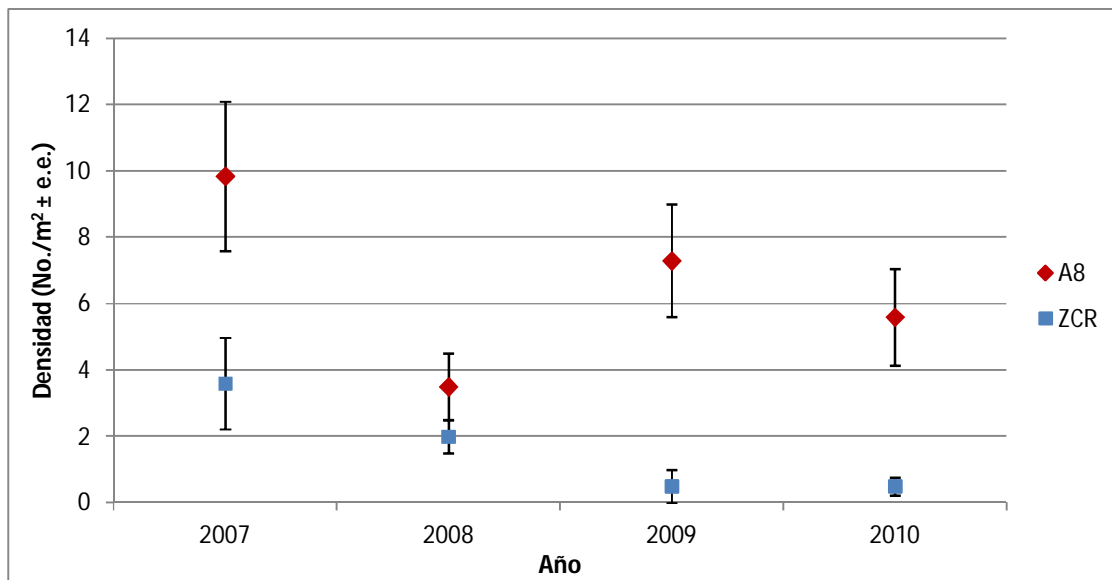
Esto se debe a que esta especie presenta una sola generación al año (Castellanos Vargas y Cano Santana 2009) y a diversas causas, como la mortalidad, depredación o factores ambientales, que influyen sobre la densidad de individuos, provocando una disminución.

En 2008, Saucedo-Morquecho (2011), al igual que Ayala (en prep.) en 2009 encontraron densidades de *S. purpurascens* significativamente más altas en la zona A8 sujeta a restauración que en la zona conservada de referencia, lo que concuerda con lo reportado en este trabajo (Fig. 13a). Entre las características que diferencian a A8 de la zona conservada de referencia está el alto grado de perturbación y los factores bióticos propios del sitio, lo que puede ser clave para modificar la densidad de chapulines al favorecer su crecimiento poblacional, según se expone a continuación. La dominancia de *P. clandestinum* (un pasto favorecido por el recubrimiento de escombros y desechos inorgánicos; Herrerías Hernández, 2011) favorece a las poblaciones de chapulines, pues éste tiene alto valor nutritivo (Fulkerson *et al.*, 1998). Los datos encontrados, en este sentido, son apoyados por los obtenidos por Herrerías Hernández (2011) y Castellanos-Vargas (2001). El primero registra que en los sitios donde domina *P. clandestinum* también se registran altas densidades de *S. purpurascens*, lo que concuerda con los altos niveles de disturbio de los sitios en los que ambas especies se encuentran. Castellanos Vargas (2001), por su parte, detectó la presencia de ootecas de *S. purpurascens* con un gran número de huevos, así como huevos más grandes en los sitios perturbados donde domina *P. clandestinum* en comparación con lo que se registra en sitios conservados donde domina el pasto poco apetecible y poco nutritivo *Muhlenbergia robusta*.

Saucedo-Morquecho (2011) y Ayala (en prep.) encontraron un efecto significativo del sitio sobre la densidad de *N. oaxacensis*, lo cual difiere con lo encontrado en este trabajo

(Figura 14b). Se sabe que los sitios dominados por *P. clandestinum* en la REPSA registran altas densidades y altos niveles de productividad secundaria de *N. oaxacensis* (Cecaira-Ricoy, 2004), en comparación con los sitios conservados. Lo anterior, puede significar que las poblaciones de esta especie se han recuperado y estabilizado en ambos sitios, lo que sugiere que, desde la perspectiva de esta araña ocupante del tercer nivel trófico, las acciones de restauración han tenido éxito. En este sentido, el efecto positivo de la dominancia de *P. clandestinum* sobre *N. oaxacensis* ha sido reducido por debajo del umbral en el cual se favorece a las arañas. Sin embargo, lo anterior tiene que ser corroborado, pues es posible que éste sea un efecto de una reducción poblacional de una de sus presas principales a nivel regional dentro de la REPSA: *S. purpurascens* (F. Estañol, com. pers.).

a) Densidad de *Sphenarium purpurascens*



b) Cociente de densidad entre sitios

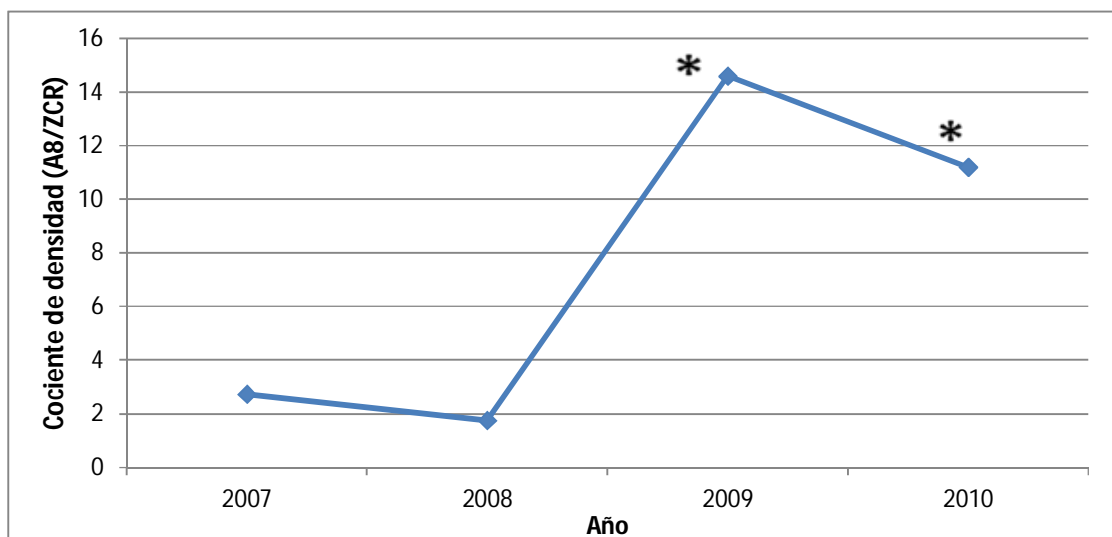
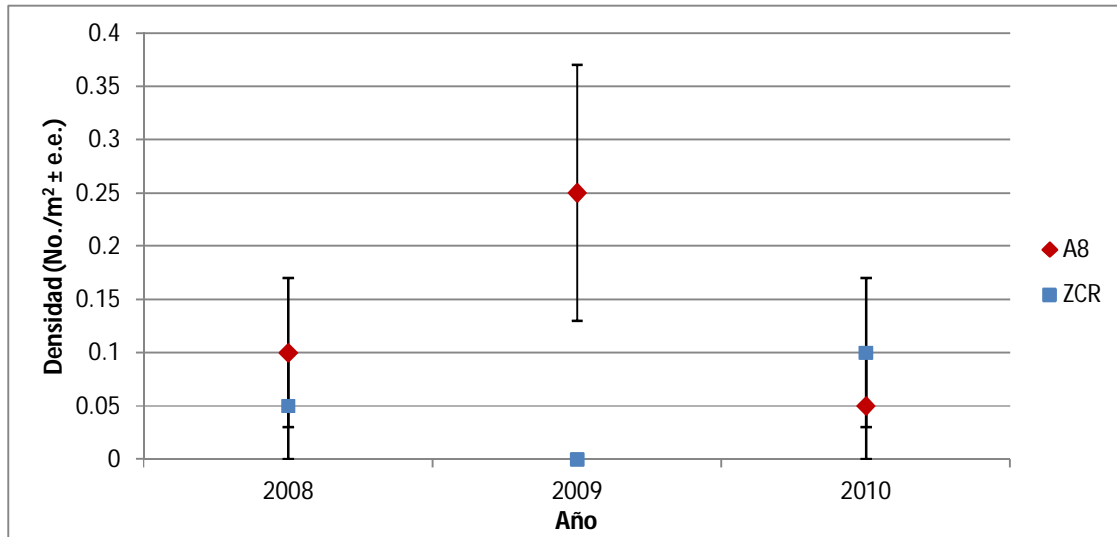


Figura 13. Cambio anual en (a) la densidad de *S. purpurascens* (No./m² ± e.e.) en agosto en el sitio A8 sujeto a restauración ecológica en la REPSA, y en (b) el cociente de densidad de *S. purpurascens* entre la zona A8 y una zona conservada de referencia (ZCR) en el mes de agosto; los asteriscos señalan diferencias significativas entre sitios. Datos basados en los obtenidos por M. Peña (no publ.) en 2007, Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

a) Densidad de *Neoscona oaxacensis*



b) Cociente de densidad entre sitios

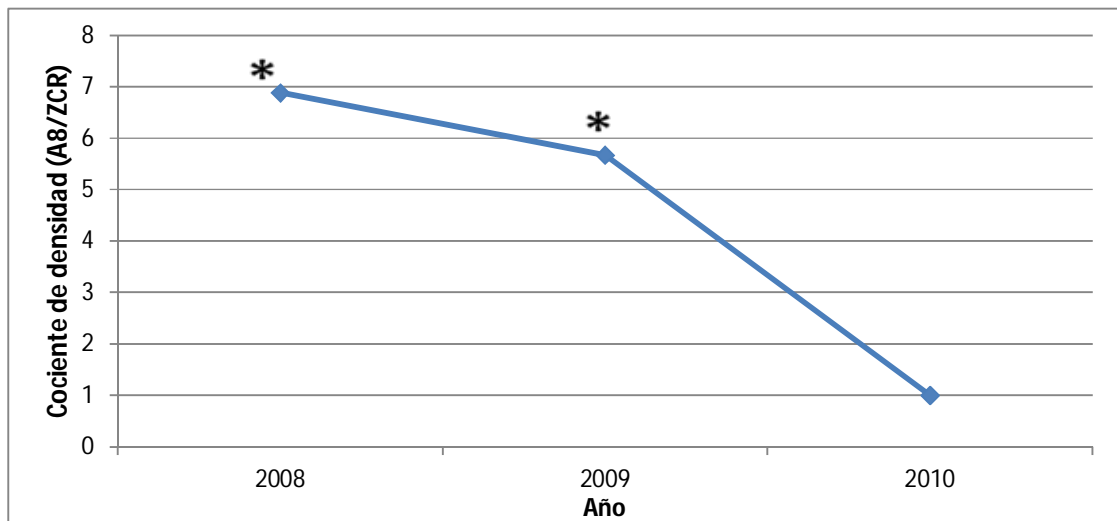


Figura 14. Cambio anual en (a) la densidad promedio de *N. oaxacensis* (No./m² ± e.e.) en agosto en el sitio A8 sujeto a restauración ecológica en la REPSA, y en (b) el cociente de densidad de *N. oaxacensis* entre la zona A8 y una zona conservada de referencia (ZCR), considerando las densidades registradas entre agosto y octubre de cada año; los asteriscos señalan diferencias significativas entre sitios. Datos basados en los obtenidos por Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (en prep.) en 2009 y en este estudio en 2010.

5.3. El control de las plantas exóticas y arvenses

Las acciones de restauración han logrado reducir exitosamente la cobertura de la mayoría de las plantas exóticas *Eucalyptus camaldulensis*, *Reseda luteola* L. (Resedaceae), *Ricinus communis* y *Leonotis nepetifolia* (L.) R.Br. (Lamiaceae), así como a la planta nativa arvense *Mirabilis jalapa* (Tabla 2). Desde la remoción de 69 eucaliptos en 2006 (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009) y las acciones de control posteriores que han logrado reducir su cobertura a 1.8% en 2010 (ver tabla 2), la oportunidad de colonización para las especies poco competitivas de plantas aumentó, lo que queda en evidencia al comparar el porcentaje de cobertura de especies no dominantes de 2006 (25.5%) con el de 2007 (37.0%) (ver Fig. 10). La reducción de los efectos negativos de los eucaliptos ha constituido una de las principales acciones de restauración en el sitio. Es posible que, a pesar de su baja cobertura relativa actual, sus efectos aún se mantienen en el sitio de estudio, puesto que aún están en pie seis individuos en el sitio, y aún mantienen rebrotes nueve individuos (obs. pers.; septiembre de 2012).

Los eucaliptos modificaron el paisaje de la zona y compitieron exitosamente con las plantas nativas hasta su remoción en 2005. Antonio-Garcés (2008) discute que la remoción de eucaliptos parece cambiar de manera inmediata el paisaje del sotobosque e incrementar la riqueza específica de especies nativas en la REPSA, además de reducir el efecto negativo de su sombra y permitir que se abrieran espacios de colonización, lo cuales favorecieron el desarrollo de especies arvenses y no arvenses. En las zonas donde los eucaliptos están presentes en mayor densidad, disminuyen la calidad y cantidad de radiación que llega a los estratos arbustivos y herbáceos, lo cual afecta negativamente a las plantas xerófilas que se encuentran debajo de sus copas (Segura-Burciaga, 2009).

Sin embargo, hay que tomar en cuenta que una ventaja de la presencia de los eucaliptos es que constituyen un sitio de percha importante para varias especies de aves que favorecen una lluvia de semillas de plantas nativas a través de sus heces (San José y Alcalde, 2010). Por lo anterior, se sugiere mantener los árboles muertos de *E. camaldulensis* cuando ya no sean una fuente de semillas, de modo que funcionen como un sitio de percha mientras se establecen de manera natural o asistida especies de árboles nativos. Esto se puede lograr mediante la técnica de anillamiento (Fig. 15), la cual consiste en hacer un descortezado profundo que suele provocar la muerte del árbol al cortarle el paso de nutrientes, lo cual ocurre en un plazo de tiempo variable (Touza-Vazquez, 2001).



Figura 15. Anillamiento de un eucalipto de la zona de amortiguamiento A8 sujeta a acciones de restauración.

En contraste, *Pennisetum clandestinum* sigue registrando valores de cobertura relativa muy altos (29.0 al 41.0%; Fig. 3a), incluso mayores a los que registró en 2006 (7.0 a 32.0%; Antonio-Garcés, 2008). Su cobertura relativa se ha mantenido constante respecto a lo encontrado en 2007 (26.6 a 43.2%; M. Peña, datos no publ.) y 2008 (25.0 a 41.0%; Saucedo-Morquecho, 2011), y mostrando una disminución respecto a 2009 (28.8 a 51.1%; Ayala, en prep.). Tales resultados significan que las acciones de restauración no han sido eficientes para el control de este pasto, lo cual se puede deber a la imposibilidad de extraer totalmente sus rizomas, lo que permite que no se detenga la producción de brotes. Este pasto es difícil de controlar manualmente, pero el uso de herbicidas puede dar buenos resultados (IUCN, 2010). Es recomendable modificar la estrategia para erradicarla, una alternativa adicional sería remover el sustrato no consolidado expuesto con el fin reducir el espacio disponible para colonización por parte de esta especie.

El control de plantas nativas exóticas y arvenses es esencial para la restauración, ya que éste permite el aumento de la diversidad de especies y la aceleración de sucesión de una comunidad, reduciendo la posibilidad de que plantas nativas arvenses y exóticas continúen estableciéndose (Blumenthal *et al.* 2003). También existen casos en los cuales el control de plantas exóticas puede tener un efecto no deseado sobre una especie nativa si la especie exótica provee alimento o hábitat a un organismo nativo, o bien si ambas especies han desarrollado interacciones muy estrechas (D'Antonio y Meyerson, 2002), pero esa es una situación que puede resolverse mediante la investigación previa a la planeación de las acciones de restauración a través de experimentación o revisión de literatura. Un factor a considerar para futuros estudios es analizar el efecto de la sombra de *Eupatorium petiolare* (aunque se trata de una especie nativa no arvense), ya que a lo largo de 2010 se observó

que bajo la copa de este arbusto no hay presencia de otras especies.

5.4. Comparación entre sitios

Considerando los siguientes resultados: (1) desde 2008 la composición vegetal del sitio conservado de referencia (ZCR) y la del sitio A8 sujeto a restauración (A8) tienen una semejanza mayor al 50% de acuerdo con el índice de similitud de Sørensen (Fig. 12). (2) En 2010 se registraron 51 especies de plantas en A8 que representan el 83 % de las 61 especies registradas en la ZCR y que comparten 32 especies (Tabla 2). (3) La cobertura relativa de plantas nativas en A8 se ha incrementado desde 25.8%, registrado en abril de 2005 (Antonio-Garcés, 2008), a 52.8% registrado en promedio en 2010 (este estudio). (4) Las poblaciones de *N. oaxacensis* se han recuperado y estabilizado en A8 respecto a la ZCR (Fig. 14). Y que (5) San José y Alcalde (2010) registró que A8 presentó un número ligeramente mayor de especies de vertebrados que la ZCR; los valores de los índices de diversidad de la comunidad de vertebrados no mostraron diferencias significativas entre sitios; y la similitud de la comunidad vegetal entre sitios fue mayor al 60%; se sugiere que se tienen avances sustanciales en la recuperación de la estructura y funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, considerando que (1) las poblaciones de *S. purpurascens* son significativamente más altas en A8 que en ZCR; (2) la cobertura relativa de plantas exóticas en A8 durante 2010 sigue siendo muy alta (42.2%) respecto a la ZCR (8.7%), y que (3) los valores registrados de los índices de diversidad de Shannon-Wiener para la comunidad vegetal de la ZCR fueron a todo lo largo del 2010 significativamente más altos que los registrados en A8 (Figura 5), se concluye que aún se requieren esfuerzos en las

acciones de restauración para que se logren recuperar los rasgos del ecosistema histórico original.

5.5. Costos

Para realizar actividades de restauración es necesario contar con los recursos necesarios ya que éstas representan una fuerte inversión económica. Antonio-Garcés *et al.* (2009) registran un gasto total de \$94,049.00 pesos hasta 2007 como producto de transporte, material, víveres, tratamiento de desechos, difusión y la mano de obra (a pesar de que se utilizaron voluntarios). Con base en datos de la tesis de Saucedo-Morquecho (2011) y en datos proporcionados directamente por ella, se calculó que el gasto total en las actividades de restauración en 2008 fue de \$32,395.91 pesos (Tabla 4), y Ayala (en prep.) registra un gasto total de \$97,466.11 pesos en 2009.

El costo calculado para el proyecto de restauración ecológica del noreste de la zona de amortiguamiento 8 durante el 2010 fue de \$ 38,644.65 (treinta y ocho mil seiscientos cuarenta y cuatro pesos 65/100 M.N.) (Tabla 5). En el cálculo se incluyeron las herramientas utilizadas para las jornadas, el costo de las actividades de difusión, la compra de víveres para los participantes, el virtual salario de los restauradores y el retiro de los desechos generados durante la jornada.

Este proyecto fue posible gracias a que la UNAM cubrió el mayor porcentaje de los gastos y a que los participantes de las jornadas de restauración prestaron trabajo voluntario, por lo que es importante reportar y divulgar los resultados para continuar con el apoyo institucional y realizar actividades de difusión para atraer a la mayor cantidad de voluntarios disponibles.

Tabla 4. Costos calculados de las cuatro jornadas de restauración ecológica realizadas en el noreste de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva ecológica del pedregal de San Ángel por E. Saucedo en 2008. Basado en información de E. Saucedo (com. pers.) y Saucedo (2011) con cálculos propios.

Actividad	Herramientas y material	Costo (pesos)	Apoyo institucional
Difusión	Publicación en la Gaceta UNAM	3944.00	F.C. ¹
Retiro de desechos	Mano de obra	3451.91	Voluntario ²
	Viveres	3000.00	Proyecto PAPIIT ³
	Transporte de desechos	16000.00	D.G.S.G. ⁴
	Herramientas	4000.00	Proyecto PAPIIT ³
	Carteles y volantes	2000.00	F.C. ¹
Total		32,395.91	

¹F.C.: Facultad de Ciencias, UNAM

²Voluntarios: calculado con base en el salario mínimo de 2010 (\$57.46 por día), considerando las 480.6 horas totales de trabajo de los 109 voluntarios divididas entre 8 horas.

³Proyecto PAPIIT IN222006 "Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de las zonas de la Reserva del Pedregal de San Ángel afectadas por relleno de materiales y extracción de cantera".

⁴D.G.S.G.: Dirección General de Servicios Generales

Tabla 5. Costos calculados de las cuatro jornadas de restauración ecológica realizadas en el noreste de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva ecológica del pedregal de San Ángel.

Actividad	Herramientas y material	Costo (pesos)	Apoyo institucional
Difusión	Publicación en la Gaceta UNAM	3944.00	F.C. ¹
Retiro de desechos	Mano de obra	2200.65	Voluntario ²
	Viveres	4500.00	Proyecto PAPIME ³
	Transporte de desechos	16000.00	D.G.S.G. ⁴
	Herramientas	12000.00	Proyecto PAPIME ³
Total		38644.65	

¹**F.C.:** Facultad de Ciencias, UNAM

²**Voluntarios:** calculado con base en el salario mínimo 2010 (\$57.46 por día), considerando las 306.39 horas totales de trabajo de los 122 voluntarios divididas entre 8 horas.

³**Proyecto PAPIME** PE204809 "Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración".

⁴**D.G.S.G.:** Dirección General de Servicios Generales

6. CONCLUSIONES

Con base en los resultados y experiencias obtenidas se formulan las siguientes conclusiones:

1. Las acciones de restauración han sido efectivas porque fomentan la colonización de especies nativas no arvenses y han propiciado la disminución relativa de especies exóticas.
2. Todos los esfuerzos se combinan para favorecer una comunidad similar al estado y funcionamiento pre-disturbio del ecosistema.
3. *P. clandestinum* es la especie más abundante en la zona A8 sujeta a restauración desde 2006. Se sugiere remover completamente el sustrato ajeno al sitio que favorece su crecimiento.
4. Aunque no es dominante, *E. camaldulensis* representa aún un serio problema para el resto de la comunidad vegetal debido a su alta capacidad competitiva. A pesar de esto, se sugiere dejar los troncos muertos para que actúen como sitios de percha en tanto se generan nuevos sitios de este tipo en las especies arbóreas que se están desarrollando o se han introducido, como es el caso de *Buddleia cordata* o *Quercus* spp.
5. El sitio A8 sujeto a restauración, de acuerdo con los valores de los índices de diversidad, sigue siendo menos diverso que la zona conservada de referencia, por lo que aún se requieren esfuerzos adicionales en las acciones de restauración para que se logre seguir con la recuperación de los rasgos del ecosistema histórico original. Se sugiere continuar con la extracción de especies exóticas, la remoción de sustrato no

consolidado y el recubrimiento de sustrato expuesto con rocas basálticas. Al parecer, la siembra al voleo y la introducción de plántulas no fueron buenas técnicas de restauración en el sitio (a pesar de que pocos ejemplares sobreviven en el sitio), aunque existen múltiples variables ambientales que pudieron influir en este hecho.

6. El chapulín *S. purpurascens* y la araña *N. oaxacensis* son efectivos biosensores para evaluar, en parte, la recuperación del ecosistema mediante acciones de restauración. Ya que en 2010 la densidad de la población de *N. oaxacensis* es similar en ambos sitios, se sugiere no monitorearla más, no así el chapulín, que debe seguir siendo monitoreado.
7. El apoyo institucional y el trabajo voluntario son componentes básicos de cualquier proyecto de restauración ecológica.

LITERATURA CITADA

- Allen, C. D., M. Savage, D. A. Falk, K. F. Suckling, T. W. Swetnam, T. Schulke, P. B. Stacey, P. Morgan, M. Hoffman y J. T. Klingel. 2002. Ecological restoration of southwestern ponderosa pine ecosystems: A broad perspective. *Ecological Applications*, **12**(5):1418-1433.
- Alexander, M. J., 1989. The long term effect of eucalyptus plantations on tin-mine spoil and its implications for reclamation, *Landscape and Urban Planning*, **17**:47-60.
- Antonio-Garcés, J.I. 2008. Restauración ecológica de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J.I., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Pp. 465-481, en: Lot, A. y Z, Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ayala, M. En prep. Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Neoscona oaxacensis* (Araneae) tras cuatro años de acciones de restauración ecológica en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F.: Introducción de semillas. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology. From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford. 759 pp.
- Blumenthal, D. M., N. R. Jordan, y E. L. Svenson. 2003. Weed control as a rationale for

- restoration: the example of tallgrass prairie. *Conservation Ecology*, **7**:6.
- Calow, P. 1998. Ecological Risk Assessment: Risk for what? How do we decide? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **1**:15-18.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. Forestry*, **39**(4):388-394.
- Cano-Santana, Z. 1994. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Tesis de Doctorado. UACPyP-CCH y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 198 pp.
- Cano-Santana Z. y K. Oyama. 1994. Ámbito de hospederos de tres especies de insectos herbívoros de *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae). *Southwestern Entomologist*, **19**:167-172.
- Cano-Santana, Z. y J.A. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias*, **41**:58-68.
- Castellanos-Vargas, I. 2001. Ecología de la oviposición de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 115 pp.
- Castellanos-Vargas, I. y Z. Cano-Santana. 2009. Historia natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). Pp. 337-346, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M.A. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P.

- Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallén y O. Núñez-Castillo. 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.
- Cecaira-Ricoy, R. 2004. Fuerzas ascendentes y productividad secundaria en *Neoscona oaxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Clements, F.E. 1916. *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Washington. 512 pp.
- Collins, B., G. Wein y T. Philippi. 2001. Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science*, **12**: 721-728.
- D'Antonio, C. y L. A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, **10**:703-713.
- Davis, M. A., Grime, J. P. y Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **3**:528-534.
- Elton, C. S. 1958. *The ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, Londres.
- Espinosa-García, F. J., 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L´Herit, *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **58**:55-74.
- Espinosa-García, F y J. Sarukhán. 1997. *Manual de malezas del Valle de México*. Ediciones Científicas Universitarias. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, México. 407 pp.
- Ewel, J. J. y F. E. Putz. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**:354-360.

- Falk, D. A. 1990. Discovering the past, creating the future. *Restoration and Management Notes*, **8**(2):71-72.
- Falk, D. A., M. A. Palmer y J. B. Zedler. 2006. *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington. 364 pp.
- Fulkerson, W. J., K. Slack, D.W. Hennessy y G. M. Hough. 1998. Nutrients in ryegrass (*Lolium spp.*) white clover (*Trifolium repens*) and kikuyu (*Pennisetum clandestinum*) pastures in relation to season and stage of regrowth in a subtropical environment. *Australian J. of Exp. Agric.*, **38**:227-240.
- Gehrke, P. C., M. B. Revell y A. W. Philbey. 1993. Effects of river red gum, *Eucalyptus camaldulensis*, litter on golden perch, *Macquaria*. *Journal of Fish Biology*, **43**:265-279.
- Grau, H. R. 2000. Regeneration patterns of *Cedrela Lilloi* (Meliaceae) in Northwestern Argentina Subtropical Montane Forests. *Journal of Tropical Ecology*, **16**(2):227-242.
- Harmer, R. 2001. The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration, *Journal of Applied Ecology*, **38**(5):1094-1103.
- 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 profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 52 pp.
- Horn, H. S. 1974, *The ecology of secondary succession*. Princeton University Press, Princeton.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2010. Global Invasive Species Database. En: <www.issg.org/database>. Fecha de consulta: 17/08/2012.

- Kennard, D. K., K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, **162**: 197-208.
- Landa, R., J. Meave y J. Carabias. 1997. Environmental deterioration in rural Mexico: an examination of the concept. *Ecological Applications*, **7**(1):316-329.
- Lodge, D. M. y K. Shrader-Frechette. 2003. Nonindigenous species: Ecological explanation, environmental ethics, and public policy. *Conservation Biology*, **17**:31-37.
- Longcore, T. 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology*, **11**(4):397-409.
- Martínez-Jasso, C. 2002. Ecología e historia natural de *Neoscona oaxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, México: Selección de hábitat y análisis poblacional. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 86 pp.
- McCann, K. S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature*, **405**:228-233.
- Palmer M. A., E. Bernhardt, J. D. Allan, G. Alexander, S. Brooks, S. Clayton, J. Carr, C. Dahm, J. Follstad-Shah, D. L. Galat, S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hasset, R. Jenkinson, G. M. Kondolf, S. Lake, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donell, L. Pagano, P. Srivastava y E. Sudduth. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, **42**:208-217.
- Pérez-Escobedo, H. M. 2007. Variación espacial y temporal de la estructura poblacional de dos grillos del género *Oecantus* (Orthoptera: Gryllidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 71 pp.

- Pickett, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. *The American Naturalist*, **110**:107-119.
- Reis, A. y D.R. Tres. 2007. Recuperación de áreas degradadas: la función de la nucleación. Simposio Internacional sobre Restauración Ecológica, Cuba, 16 a 22 de abril.
- Rice, E. L. 1964. Inhibition of nitrogen fixing and nitrifying bacteria by seed plants. *Ecology*, **45**:824-837.
- Richardson, D., P. Pysek, M. Rejmánek, M. Barbour, F. Panetta y C. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. **6**:93-107.
- Rizvi, S. J. H., H. Hoque, V. K. Singh y V. Rizvi. 1992. *A Discipline Called Allelopathy*. Chapman & Hall, Londres. 480 pp.
- Rykiel, E. J., Jr. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Austral Ecology*, **3**:361-365.
- Rzedowski, G. C. de y J. Rzedowski (eds.). 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2ª. ed. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para la Conservación y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán. 1406 pp.
- Rzedowski, J. 1983. Vegetación del Pedregal de San Ángel, D.F., México. *An. Esc. Nac. Cien. Biol., Instituto Politécnico Nacional, México*, **8**: 59-129.
- San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos zonas sujetas a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 74 pp.
- San José, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 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.
- Sánchez, G. D. y R. G. López. 2000. *Sucesión Ecológica. Dinámica del Ecosistema*. Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo, México. 197 pp.
- Saucedo-Morquecho, E.A. 2011. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de artrópodos durante un proceso de restauración ecológica en el área de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 95 pp.
- Scanlan, J. C. y W. H. Burrows, 1990. Woody oversorey impact on herbaceous understorey in *Eucalyptus* spp. communities in central Queensland, *Australian Journal of Ecology*, **15**:191-197.
- Segura-Burciaga, S. G. 2005. Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas? Pp. 127-133, en: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera*. Pp. 533-538, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Serrano-Limón, G. y J. Ramos-Elorduy. 1989. Biología de *Sphenarium purpurascens* (Charpentier) y algunos aspectos de su comportamiento (Orthoptera: Acrididae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.*, Ser.

- Zool.*, **59**:139-152
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, Southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, **104**: 45-64.
- Soberón, J., M. Rosas y G. Jiménez. 1991. Ecología hipotética de la Reserva del Pedregal de San Ángel. *Ciencia y Desarrollo*, **99**: 25-38.
- Tres, D.R. y Reis, A. 2007. La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. Simposio Internacional sobre Restauración Ecológica, Cuba, 16 a 22 de abril de 2007.
- Touza-Vázquez, M. C. 2001. Tensiones de crecimiento en *Eucalyptus globulus* de Galicia (España). Influencia de la silvicultura y estrategias de aserrado, *Maderas. Ciencia y Tecnología*, **3**: 68-89.
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se reazonifica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM*, 2 de junio: 20-21.
- Valiente-Banuet, A. y E. de Luna. 1990. Una lista florística para la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. *Acta Botanica Mexicana*, **9**:13-30.
- van Andel, J. y J. Aronson. 2006. *Restoration Ecology, The New Frontier*. Blackwell Publishing, Oxford. 319 pp.
- Varela, S. A., M. E. Gobbi y F. Laos. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología Austral*, **16** (1):63-78.
- Villaseñor, J. y F. Espinosa-García. 1998. *Catálogo de malezas de México*. Ediciones Científicas Universitarias. Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo

- Nacional Consultivo Fitosanitario y Fondo de Cultura Económica, México. 407 pp.
- Villaseñor, J. y F. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions*, **10**: 113-123.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips y E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, **48**:607-615.
- Xie, L. J., R. S. Zeng, H. H. Bi, Y. Y. Song, R. L. Wang, Y. J. Su, M. Chen, S. Chen y Y. H. Liu. 2010. Allelochemical mediated invasion of exotic plants in China. *Allelopathy Journal*, **25**:31-50.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 663 pp.
- Zedler, J. B. y J. C. Callaway. 2003. Adaptive restoration: A strategic approach for integrating research into restoration projects. Pp. 164-174, en: Rapport, D. J., W. L. Lasley, D. E. Rolston, N. O. Nielsen, C. O. Qualset y A. B. Damania (eds.). *Managing for Healthy Ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton.

ANEXO

Lista de asistentes a las jornadas de restauración ecológica

Acosta León Ariel, Aguilar Morales Ana Laura, Alaide Marina Arce González, Alatorre Troncoso Andrea, Alva Silva Andrea, Ana Daniela Vega García, Anaya Hong Soon Yoo, Ángel Guadalupe Janet, Aragón Cantú Carolina, Aragón Ramírez Luis Alberto, Arce Mariana, Arellano Bermúdez Iliana, Ayala López de Lara María, Bautista López Rafael, Blanco Ayala Tonali, Bribiesca Contreras Fernanda, Caballero Tate Armando, Cano Santana Zenón, Carrera Martínez Monserrat, Carrillo Patiño Sergio Rafael, Casasola Tello Giovanni E., Castañeda Guerrero Tania Hannali, Castañón Martínez María Teresa, Castellanos Vargas Iván Israel, Castillo Chora Vicente de Jesús, Castillo Torres César Isaac, Castorena Salaks Matiss, Castro Garibay Hiram, Ceballos Hernández Carolina, Chavarría Arellano María Luisa, Chávez Macedo Daniel Alejandro, Chibras David, Chico Patiño José Carlos, Contreras Peralta Diego Armando, Cruz Rojas Elizabeth, de los Santos Crespo J. Martín, Elizarrarás Bermúdez Melissa, Fernández y Fernández Daniela, Flores Gutiérrez Ana María, García Bermúdez Yezenia, García Yáñez Juan Pablo, González Salas Raúl, González Lozada Enrique, González Mendoza Oswaldo, González Ramírez Ixchel, González Rebeles Guerrero Georgina, González Reyes José Eduardo, Hernández Pérez Gabriela, Hernández Piña Jerónimo Alberto, Hernández Z. Brenda Carolina, Jiménez Mendoza Ángeles Aurora, Jiménez Santiago Berenice, Jiménez Zamora Luis Tonatiuh, Juana Santiago Arturo, Landgrave Gómez Jorge, León Betancourt José Eduardo, López Gómez Víctor, López Muñoz Víctor Hugo, López R. Ariana, López Robles Mariana, Lynggard Islas Christina, Manzanares Mena Lucía Salomé, Martínez Andrade Elsa Gabriela, Martínez Espinosa Columba, Martínez Gómez Lizbeth, Martínez Nava Daniel Alejandro, Martínez Hernández Uriel, Maura Oropeza

Lucía, Maya Hernández Roberto, Mayorga Lizaola Karla, Medel Ávila María Elisa, Medrano García Andrés, Mora Ana Kareem, Mora Van Cauwelaert Emilio, Mostalac Valdivieso Joshafat, Munguía Díaz Ricardo, Muñoz Saavedra Ricardo, Niaves Nava Esteban, Orozco Flores Luis Alberto, Ortiz Othón Jesús Abraham, Palma Anzures Irving E., Paz Martínez Antonio Jesús, Petrone Mendoza Sandra, Petrone Mendoza Valeria, Queijeiro Bolaños Mónica Elisa, Quiroz López Evelyn Guadalupe, Rangel Hidalgo Daimy, Ransom Rodríguez Iván, Reséndiz Avendaño Stefanie Abigail, Reséndiz Flores Andrés, Rodríguez Cruz Adriana, Romero Mata Ariana, Rosas Reinhold Isaura, S. C. Carlos David, Salas Montiel Ricardo, San José y Alcalde Miriam, Sandoval Silva Claudia Tonantzi, Suárez Pérez Nallely, Tabares Mendoza Olivia, Tapia Urzua Gustavo, Torres González Daniel, Uscanga Castillo Adriana, Valdez Hernández Ana Laura, Vázquez Cervantes Gustavo Ignacio, Vázquez López Eric, Vázquez Marcial Leopoldo, Velásquez Palafox Omar, Vences Espíndola Miguel Ángel, Villalobos Vázquez de la Parra Rodrigo, Vital Arriaga Xóchitl, Zavala Z. Luis Fernando, Zedillo Avelleyra Paulina y Zedillo Avelleyra Sandra.