



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

ESTRUCTURA DE COMUNIDADES DE
ARTRÓPODOS EPÍFITOS DE SITIOS
PERTURBADOS, CONSERVADOS Y SUJETOS A
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA RESERVA DEL
PEDREGAL DE SAN ÁNGEL, CIUDAD DE MÉXICO,
MÉXICO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

PRESENTA :

PAULINA CORONA TEJEDA



DIRECTOR DE TESIS:
DR. ZENÓN CANO SANTANA
CIUDAD DE MÉXICO, 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
Secretaría General
División de Estudios Profesionales

Votos Aprobatorios

LIC. IVONNE RAMÍREZ WENCE
Directora General
Dirección General de Administración Escolar
Presente


Por este medio hacemos de su conocimiento que hemos revisado el trabajo escrito titulado:


**Estructura de comunidades de artrópodos epífitos de sitios perturbados,
conservados y sujetos a restauración ecológica de la Reserva del Pedregal de San
Ángel, Ciudad de México, México**


realizado por **Paulina Corona Tejeda** con número de cuenta **413008798** quien ha decidido titularse mediante la opción de tesis en la licenciatura en **Biología**. Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Propietaria Dra. Rosa Gabriela Castaño Meneses 

Propietaria Dra. Alicia Callejas Chavero 

Propietario Tutor Dr. Zenón Cano Santana 

Suplente Dr. Pedro Eloy Mendoza Hernández 

Suplente M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas 

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., A 1 DE MARZO DE 2017

JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS PROFESIONALES

ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ

Señor sinodal: antes de firmar este documento, solicite al estudiante que le muestre la versión digital de su trabajo y verifique que la misma incluya todas las observaciones y correcciones que usted hizo sobre el mismo.

Agradecimientos

En primer lugar, quisiera agradecer a tres personas sin cuya ayuda yo sería incapaz de escribir estas palabras finales: a mi padre, Baltazar Corona, que ha sido mi ejemplo de perseverancia y que siempre me ha apoyado en mis decisiones. A mi madre, Alejandra Tejeda, por todo su amor. Al Dr. Zenón Cano, por adoptarme, compartir su conocimiento conmigo y porque en él no sólo encontré a un asesor, también hallé a un amigo.

Al Biól. Fernando Estañol Tecuatl, por su arduo trabajo en campo, sin el cual no podría concebirse la presente tesis.

A mis sinodales: la Dra. Gabriela Castaño, la Dra. Alicia Callejas, el Dr. Pedro Eloy y el M. en C. Iván Castellanos, por tomarse el tiempo de leer este trabajo, por siempre estar abiertos al diálogo, y porque sus observaciones y sugerencias ayudaron a mejorarlo.

Al Dr. Johnattan Hernández Cumplido por su apoyo para terminar la tesis, por sus enseñanzas y su amistad.

A mi amiga Brenda Hernández Hernández, por los miles de recuerdos tan bonitos que tengo contigo, por siempre estar ahí para apoyarme y escucharme cuando más lo necesito. Gracias por no abandonarme en mis peores momentos.

A Karen Ameyally Rodríguez Martínez, por su amistad incondicional, por todas las salidas al campo que nunca olvidaré y por esas aventuras tan divertidas que hemos tenido juntas.

A mi hermano Omar, por todos los momentos de diversión que tuvimos juntos durante los últimos 5 años.

A Mónica Rivera, Horacio Corzo, Betsy Alberdín, Mario Oropeza, Adriana Carrasco, Vanessa Salvador y Diego Gutiérrez, porque con ustedes compartí muchas sonrisas a lo largo de este camino.

A la M. en C. Alicia Rojas Ascencio por siempre recibirme en su taller con las puertas abiertas y por sus múltiples enseñanzas fuera del aula. También le agradezco a ella y al Dr. Arturo García Gómez por introducirme al mundo de los insectos y por la ayuda que me brindaron para la identificación de ejemplares.

Al Dr. Santiago Zaragoza Caballero y al M. en C. Geovanni Miguel Rodríguez Mirón por la ayuda en la identificación de coleópteros.

A la M. en F. P. Ana Isabel Bieler Antolín, del Laboratorio de Microcine de la Facultad de Ciencias, UNAM, por las fotografías de los insectos que ilustran la tesis.

A la Dra. Mónica Elisa Queijero Bolaños y al M. en C. Roberto Márquez Huitzil, por acceder a leer una versión prematura de este trabajo, y por sus comentarios sobre éste.

A la UNAM, por la educación recibida y por ser como mi segunda casa.

Agradezco al proyecto PAPIIT IN222816 “Ecología de *Sylvilagus floridanus* (Lagomorpha: Leporidae) en la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria, D.F.” otorgado al Dr. Zenón Cano Santana, el cual me apoyó con una beca de finalización de estudios. Las labores previas de restauración de los sitios A8 y A11 tuvieron el apoyo financiero de los proyectos: 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” y PAPIME PE204809 “Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración” (otorgados a mi director de tesis), así como de la secretaría Ejecutiva de la REPSA (Dr. Antonio Lot) y las direcciones del Instituto de Ecología (Dr. César Domínguez) y del Jardín Botánico (Dr. Javier Caballero).

Agradezco a los cientos de voluntarios, así como a los tesisas del Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos que, previo a esta tesis, ofrecieron su tiempo, esfuerzo y talento para ejecutar las acciones de restauración en A8 y A11, cuyo efecto fue estudiado en este trabajo.

Esta tesis se realizó gracias al apoyo financiero del proyecto PAPIIT IV200117 “Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria” otorgado a los doctores Luis Zambrano González, Zenón Cano Santana y Alicia Castillo Álvarez.

ÍNDICE

RESUMEN	1
I. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Disturbio, sucesión y restauración	3
1.2. Criterios para evaluar el éxito de las prácticas de restauración ecológica	3
1.3. Los artrópodos epífitos y su importancia en los ecosistemas.....	5
1.4. Factores que modifican la estructura de las comunidades de artrópodos epífitos	6
1.5. Los artrópodos como bioindicadores en el monitoreo de las acciones de restauración ecológica.....	9
1.6. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y sus artrópodos.....	12
1.7. Antecedentes.....	13
1.8. Justificación	16
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	18
III. MÉTODOS	20
3.1. Área de estudio.....	20
3.2. Sitios de muestreo	21
3.3. Muestreo de artrópodos	24
3.4. Trabajo de laboratorio.....	26
3.5. Análisis de datos.....	26
IV. RESULTADOS	29
4.1. Composición y abundancia total.....	29
4.2. Composición y abundancia de artrópodos de cada sitio.....	32
4.3. Similitud entre las comunidades de artrópodos.....	37
4.4. Frecuencia de los órdenes de artrópodos por tipo de sitio.....	39
4.5. Densidad de artrópodos	41
4.6. Diversidad.....	42
V. DISCUSIÓN	45

5.1. Comunidades de artrópodos epífitos de sitios perturbados y conservados.....	45
5.2. Especies indicadoras	51
5.3. Evaluación del estado de los sitios sujetos a restauración ecológica con base en sus comunidades de artrópodos epífitos.....	53
5.3.1. La porción centro-oeste de la zona núcleo sur oriente (SO)	53
5.3.2. La porción noreste de la zona de amortiguamiento 8 (A8)	55
5.3.3. La porción sureste de la zona de amortiguamiento 11 (A11).	56
5.4. Consideraciones finales.....	57
VI. CONCLUSIONES	59
LITERATURA CITADA.....	61
ANEXO I.....	76
ANEXO II	80

Corona-Tejeda, P. 2017. Estructura de comunidades de artrópodos epífitos de sitios perturbados, conservados y sujetos a restauración ecológica de la Reserva del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 80 pp.

RESUMEN

Las comunidades de artrópodos son importantes debido a que participan en múltiples funciones y procesos ecológicos, por lo que durante las acciones de restauración ecológica pueden ser bioindicadores para monitorear la recuperación de un ecosistema perturbado. En este trabajo se determinó y comparó la estructura de las comunidades de artrópodos epífitos (composición, abundancia relativa, densidad, frecuencia y diversidad) entre sitios perturbados, conservados (usados como referencia) y sujetos a restauración desde 2005-2007 en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México. Esto para: i) conocer la variación existente entre cada zona, ii) el grado de recuperación de las áreas en restauración e iii) identificar morfoespecies indicadoras del estado conservado y perturbado de esta reserva. Para ello, se seleccionaron cuatro zonas perturbadas, cinco conservadas y tres sujetas a restauración localizadas en la zona núcleo sur oriente (SO), en la zona de amortiguamiento 8 (A8) y 11 (A11), todas ellas de entre 0.22 y 0.52 ha. El sitio SO fue parte de un camino de terracería, el A8 estuvo sujeto al efecto de la introducción de eucaliptos y al depósito de desechos inorgánicos y de jardinería, en tanto que en A11 se ejecutó un proyecto para construir un estacionamiento. La principal acción de restauración en las tres zonas fue la recuperación del sustrato basáltico. Adicionalmente, en A8 y A11 se han removido plantas exóticas, y en A8 se han ido retirando los desechos y se han introducido plántulas y semillas de especies nativas. El muestreo de artrópodos se realizó en octubre de 2012 con redes entomológicas, para esto se ubicaron al azar 20 cuadros de 1 m² en cada zona, y dentro de cada cuadro se colectó por periodos de un minuto. Los ejemplares se preservaron en etanol al 75%, se clasificaron bajo el criterio de morfoespecie y se registró su abundancia por m² en cada sitio. La composición y abundancia relativa de artrópodos se analizó con un análisis de correspondencia, un clúster basado en el índice de similitud de Bray-Curtis y un ANOSIM. Las densidades se evaluaron con una prueba de Kruskal-Wallis. Se usó una prueba de χ^2 para analizar

la frecuencia, y la diversidad se evaluó con el número de morfoespecies y el índice de Shannon-Wiener (H'). La composición y abundancia relativa de artrópodos de los sitios perturbados y conservados fue significativamente diferente (ANOSIM: $R = 0.767$, $P < 0.001$). SO presentó una comunidad de artrópodos que difiere de los sitios perturbados y conservados, mientras que A8 fue semejante a los sitios perturbados y A11 fue similar a las zonas conservadas. Se encontraron diferencias significativas en la densidad de artrópodos de cada sitio ($P < 0.0001$); la zona perturbada 3 y 2 presentaron valores de densidad significativamente más altos que la zona conservada 3 y SO. La frecuencia con que se registraron ejemplares de cada orden de artrópodos dependió del tipo de sitio ($\chi^2 = 994.96$, g.l. = 20, $P < 0.001$); p. ej., la frecuencia observada de hemípteros en las zonas perturbadas fue mayor a la esperada, así como de coleópteros en las zonas conservadas y A8, de dípteros en A11, mientras que la frecuencia de coleópteros fue menor a la esperada en SO. La riqueza de morfoespecies entre las zonas perturbadas (194) y conservadas (183) no difirió entre sí, y estos valores fueron estadísticamente más altos que los registrados en las 3 zonas sujetas a restauración. La diversidad varió significativamente en el siguiente sentido: zonas conservadas ($H' = 4.40$) > A11 ($H' = 4.16$) > A8 ($H' = 3.35$) > SO ($H' = 3.04$) = áreas perturbadas ($H' = 2.73$). Las especies *Chlorogonalia losoplanensis* (Hemiptera: Cicadellidae), *Amblysellus* sp. (Hemiptera: Cicadellidae), la morfoespecie 146 (Hemiptera: Cicadellidae) y *Chaetocnema* sp. (Coleoptera: Chrysomelidae), fueron indicadoras del estado perturbado, mientras que *Crematogaster* sp. (Hymenoptera: Formicidae), la morfoespecie 136 (Hemiptera), *Melyrodes* sp. (Coleoptera: Melyridae) y la morfoespecie 90 (Hemiptera: Cicadellidae), fueron indicadoras del estado conservado. Los resultados del presente trabajo sugieren que la restauración de A11 ha sido la más exitosa hasta octubre de 2012. Se concluye que los artrópodos son buenos indicadores del estado de perturbación, conservación y recuperación de un ecosistema durante la restauración ecológica.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Disturbio, sucesión y restauración

Los ecosistemas pueden ser alterados por disturbios, que son acontecimientos de origen natural (p. ej. erupciones volcánicas, huracanes e inundaciones) o antrópico (como la deforestación, la minería y la urbanización), que modifican su funcionamiento y la disponibilidad de recursos (Pickett y White, 1985). Estos eventos tienen efectos sobre todos los niveles de organización biológica, y aunque normalmente provocan la muerte de especies nativas y la pérdida de biomasa, también pueden propiciar un incremento en la abundancia de algunas especies (Connell, 1978; Smith y Smith, 2001; Begon *et al.*, 2006), o permitir la colonización de otras (Sousa, 1984; Schowalter, 2006); como consecuencia de la liberación de recursos y/o la alteración de las interacciones ecológicas.

Después de un disturbio, la comunidad biótica se recupera por el proceso de sucesión ecológica, el cual comprende cambios no estacionales en la estructura, composición biótica y funciones de un ecosistema a través del tiempo (Pickett y White, 1985; Bazzaz, 1996). Sin embargo, en algunos casos este proceso puede ser lento o incluso, relativamente detenerse (DeSoto *et al.*, 2010; Boyes *et al.*, 2011), por lo cual se recurre a la restauración ecológica. Ésta se refiere al conjunto de actividades deliberadas que pretenden iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad, para llevarlo a su trayectoria histórica, previa al proceso que produjo su desequilibrio (SER, 2004).

1.2. Criterios para evaluar el éxito de las prácticas de restauración ecológica

Un ecosistema de referencia es aquel que funciona como modelo para planear y evaluar un proyecto de restauración, ya que posee las características que se desean

recuperar en el ecosistema perturbado (SER, 2004). El uso de una referencia es limitado, debido a que representa solo una expresión de los atributos a evaluar y no muestra la variedad de estados potenciales a los cuales puede llegar el ecosistema sujeto a restauración. Por lo anterior, es de mayor utilidad trabajar con varios sitios de referencia y así tener una descripción compuesta (SER, 2004).

La Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (2004) brinda una serie de atributos que sirven como base para identificar cuando se ha logrado la restauración de un ecosistema. Aunque no es necesario que estos rasgos se expresen completamente, sí se requiere que muestren una trayectoria apropiada hacia la referencia. Con base en lo anterior, un ecosistema restaurado: 1) posee especies características del sitio de referencia, 2) tiene especies autóctonas, 3) cuenta con los grupos funcionales necesarios para su desarrollo y mantenimiento, 4) es capaz de sostener a las poblaciones que alberga, 5) no presenta señales de disfunción, 6) se ha integrado al paisaje, 7) no posee amenazas, o éstas se han reducido en medida de lo posible, 8) es resiliente y 9) es autosostenible.

Dado lo anterior, las metas de la restauración ecológica se enfocan principalmente en recuperar dos aspectos: la función y la estructura del ecosistema (Lockwood y Pimm, 1999). La *función* hace referencia a procesos ecosistémicos, como la productividad primaria y la pérdida o retención de nutrientes. La *estructura* se refiere a las propiedades que surgen al estudiar la composición y abundancia de especies (Lockwood y Pimm, 1999; Schowalter, 2011). En la práctica, los atributos ecológicos más estudiados para evaluar el éxito de la restauración ecológica son la diversidad y la abundancia, seguidos por los procesos ecológicos y por la estructura de la vegetación (Wortley *et al.*, 2013). Así mismo, es de gran utilidad el estudio de la variabilidad espacial y temporal entre sitios modificados y los conservados de referencia de algunas especies clave; como los artrópodos (Longcore, 2003; SER, 2004; Falk *et al.*, 2006).

Por otro lado, es necesario señalar que el éxito de la restauración no se fundamenta sólo en la recuperación de atributos ecológicos; también involucra aspectos socioeconómicos. Sin embargo, los trabajos que incluyen estas características aún son escasos (Wortley *et al.*, 2013).

1.3. Los artrópodos epífitos y su importancia en los ecosistemas

El Phylum Arthropoda representa más del 75% de todas las especies animales descritas en el mundo, por lo que se considera el grupo más diverso por excelencia (Hickman *et al.*, 2001; Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008). Estos animales se encuentran ampliamente distribuidos y representan una alta proporción de las especies macroscópicas en casi todos los ecosistemas (del 70 al 90%) (Samways, 2005; Schowalter, 2011). Además, participan en diversas interacciones y procesos ecológicos, como la descomposición de materia orgánica, el reciclaje de nutrientes, formación de suelo, dispersión de semillas, polinización, herbivoría, control biológico, mantenimiento de la calidad de los cuerpos de agua y de la funcionalidad de las cadenas tróficas, al fungir como depredadores o presas (Gullan y Cranston, 2004).

Se consideran como artrópodos epífitos a aquellos que habitan entre y sobre la vegetación (Paleologos *et al.*, 2008), la que utilizan para alimentarse, refugiarse, reproducirse, depositar huevos y encontrar presas (Southwood, 1972). Este gremio ecológico de artrópodos integra a muchas especies herbívoras (Southwood, 1972), por lo que tienen una continua interacción con la vegetación. Se ha encontrado que los artrópodos pueden modificar las relaciones entre la diversidad vegetal y los procesos ecosistémicos, por ejemplo, al alterar las abundancias relativas de las plantas por medio de la remoción selectiva de ciertas partes y/o individuos de las especies (Mulder *et al.*, 1999).

La estructura de la comunidad de artrópodos se puede estudiar desde tres enfoques: 1) la diversidad de especies; 2) las interacciones interespecíficas y 3) los

grupos funcionales y gremios ecológicos (Schowalter, 2011). El primero abarca el número de especies (diversidad α), la equidad, la variación (diversidad β) y similitud de la composición de especies entre las comunidades o zonas, y múltiples índices de diversidad (entropía) que se basan en la abundancia de las especies (Magurran, 2004; Schowalter, 2011). El segundo enfoque frecuentemente analiza interacciones tróficas, y la manera más simple de hacerlo es entre pocas especies, como las interacciones entre planta-herbívoro o depredador-presa. El tercer enfoque permite concentrarse en el estudio de un grupo en particular, con relaciones ecológicas y funcionales específicas, independientemente de las taxonómicas (Schowalter, 2011).

1.4. Factores que modifican la estructura de las comunidades de artrópodos epífitos

Algunos factores determinantes de la estructura de la comunidad de artrópodos epífitos son:

i. La diversidad genética de las plantas. Diferentes estudios han revelado que la diversidad de las comunidades de artrópodos está positiva y significativamente relacionada con la diversidad genética de las especies de plantas con las que se asocian (Wimp *et al.*, 2004; Tovar-Sánchez y Oyama, 2006; Tovar-Sánchez *et al.*, 2013). También se ha encontrado que aquellas especies de plantas que son genéticamente similares, mantienen comunidades de artrópodos más semejantes (Bangert *et al.*, 2006; Bangert y Whitham, 2007; Kiers *et al.*, 2010, citados en Valencia-Cuevas y Tovar-Sánchez, 2015).

ii. Origen de las especies vegetales (nativa o introducida). Se ha reportado que las especies de plantas introducidas mantienen una baja diversidad de artrópodos fitófagos, y se ha encontrado un cambio de herbívoros especialistas a generalistas, en comparación con plantas nativas, posiblemente porque los herbívoros nativos

prefieren alimentarse de plantas con las que comparten una historia evolutiva (Colautti *et al.*, 2004; Cripps *et al.*, 2006; Hill y Kotanen, 2010).

iii. La variación espacial de las comunidades vegetales. Debido a que los artrópodos epífitos están estrechamente relacionados con la vegetación, las variaciones horizontales y verticales en las comunidades vegetales crean hábitats heterogéneos que promueven diferencias en las comunidades de estos animales (Forkner *et al.*, 2004; Barber y Marquis, 2009). Las variaciones horizontales son generadas por cambios en factores bióticos (especies de plantas dominantes, composición, abundancia, biomasa total, diversidad) y abióticos (edad geológica, topografía, tipo de suelo, altitud) entre sitios (Gering *et al.*, 2003; Price *et al.*, 2004, citados en Valencia-Cuevas y Tovar-Sánchez, 2015). Las diferencias verticales son el resultado de la existencia de estratos en la vegetación, los cuales modulan parámetros bióticos (como la composición florística, área de las hojas, biomasa) y abióticos (temperatura, humedad, velocidad del viento, incidencia de luz) (Basset *et al.*, 2003). Dicha estratificación de la vegetación resulta en una gran variedad de microhábitats que permiten mantener diferentes comunidades de artrópodos (Forkner *et al.*, 2004; Barber y Marquis, 2009).

Por lo anterior, la identidad e intensidad de las interacciones entre plantas e insectos también muestran grandes variaciones espaciales (Agrawal *et al.*, 2006).

iv. Cambios en la calidad, abundancia y disponibilidad de los recursos que ofrecen las plantas. Estos procesos interfieren en el éxito de colonización y el crecimiento poblacional de los artrópodos (Schowalter, 1986), lo que se traduce en cambios en la composición, riqueza, abundancia y diversidad de sus comunidades (Strong *et al.*, 1984; Gering *et al.*, 2003, citados en Valencia-Cuevas y Tovar-Sánchez, 2015).

v. La heterogeneidad del hábitat. La hipótesis de la heterogeneidad del hábitat predice que aquellos hábitats estructuralmente más complejos proveen un amplio intervalo de recursos y condiciones, que favorecen el establecimiento de una mayor diversidad de especies (Halaj *et al.*, 2000; Tews *et al.*, 2004; Affeld, 2008). Para el caso de los

artrópodos epífitos, la estructura y complejidad del hábitat está determinada por la abundancia y arquitectura de la vegetación (por ejemplo, la forma y el tamaño de las hojas, los brotes y las ramas) (Halaj *et al.*, 2000; Affeld, 2008; Ulyshen y Hanula, 2009). Estas características están directamente relacionadas con algunos recursos importantes para los herbívoros (el alimento, los sitios de forrajeo, de refugio y de oviposición) (Halaj *et al.*, 2000). Se ha reportado que hábitats más complejos ofrecen múltiples nichos que mantienen un mayor número de especies de artrópodos (Humphrey *et al.*, 1999; Hansen, 2000). De manera particular, se ha encontrado una relación positiva entre la riqueza de especies de artrópodos y la diversidad de plantas (Gaston, 1991; Siemann *et al.*, 1998; Novotny *et al.*, 2006).

vi. Variación estacional. Dependiendo del tipo de vegetación que se trate, pueden presentarse cambios foliares a lo largo de las temporadas (por ejemplo, la dureza de las hojas cambia, así como su contenido de nitrógeno, de agua y de taninos) (Lill y Marquis, 2001; Salminen *et al.*, 2004; Cornelissen y Stiling, 2008; Murakami *et al.*, 2007, 2008, citados en Valencia-Cuevas y Tovar-Sánchez, 2015). Esto lleva a que se encuentren diferencias en la composición de las comunidades de artrópodos asociados a la vegetación debido a que aparecen especies con diferentes preferencias alimenticias (Southwood *et al.*, 2004; Stork y Hammond, 2013).

vii. El aumento de exposición a enemigos naturales. Tal como es el caso de depredadores, parásitos y parasitoides (Gullan y Cranston, 2004; Price *et al.*, 2011).

viii. La fragmentación y pérdida de hábitat de un ecosistema. Este aspecto se refleja en la distribución y abundancia de las especies, ya que hay artrópodos que pueden moverse grandes distancias y así encontrar nuevas áreas y recursos necesarios para su subsistencia, pero existen especies braquípteras que no poseen esta capacidad (Schowalter, 2006), lo cual las hace más vulnerables que las primeras.

ix. Los disturbios. Los disturbios, al ser procesos que producen mosaicos de vegetación con diferentes grados de complejidad estructural (Pickett y White, 1985), alteran la

composición de las comunidades y los patrones espaciales de diversidad de artrópodos, especialmente si éstos se especializan en ciertas especies de plantas o en ciertos microhábitats generados por alguna especie vegetal (Fagan *et al.*, 1999; Cantrell *et al.*, 2001; Jeffries *et al.*, 2006, citados en Valencia-Cuevas y Tovar-Sánchez, 2015).

De manera particular, la intensidad, frecuencia, duración y extensión del disturbio pueden determinar la abundancia y riqueza de artrópodos (Houston, 1994; Townsend *et al.*, 1997). Algunas especies son favorecidas por las nuevas condiciones mientras que otras pueden desaparecer debido a que son intolerantes a estas circunstancias (Schowalter, 2006). Es posible que dichos resultados se expliquen, en parte, por las diferencias en las habilidades de dispersión, requerimientos del hábitat, los patrones de distribución, factores históricos y la heterogeneidad del sitio (Cooke y Roland, 2000; Lewis, 2001; Hamer *et al.*, 2003, citados en Valencia-Cuevas y Tovar-Sánchez, 2015). Por lo tanto, las consecuencias de los disturbios antrópicos sobre las comunidades de artrópodos son difíciles de predecir y pueden persistir por mucho tiempo si las nuevas condiciones no se revierten, o si el intervalo de tiempo libre de disturbios es más corto que el tiempo necesario para que el ecosistema se recupere (Schowalter, 2006).

1.5. Los artrópodos como bioindicadores en el monitoreo de las acciones de restauración ecológica

Los bioindicadores son taxa o grupos funcionales que con su presencia/ausencia, variaciones poblacionales o fisiológicas, entre otras, reflejan la estructura y función de un ecosistema (Karr, 1981). De manera general, se clasifican en tres: a) ambientales (actúan como alerta previa a cambios ambientales locales); b) ecológicos (empleados para monitorear el estrés de un ecosistema particular); y c) de biodiversidad (reflejan la diversidad de un sitio) (McGeoch, 1998, 2007).

Se ha discutido que el uso de una sola especie como indicador es muy limitado, ya que ésta solamente representa un intervalo pequeño de condiciones (Carignan y Villard, 2002). Por lo anterior, las respuestas a nivel comunidad puede brindar una perspectiva más detallada de los cambios en un sitio, de modo que el estudio de éstas es particularmente útil (Hodkinson y Jackson, 2005).

A finales de la década de 1980 ha crecido el interés por promover el monitoreo de artrópodos para evaluar el éxito de las acciones de restauración y conservación, con lo que se ha logrado obtener información valiosa sobre la función e integridad de los ecosistemas (Rosenberg *et al.*, 1986; Kremen *et al.*, 1993; Fernández y Fernández, 2013). Entre las características que les otorgan a los artrópodos el carácter de buenos bioindicadores se encuentran:

- 1) Alta diversidad específica. Estos animales conforman el grupo más diverso del planeta, por lo que, si los programas de conservación y restauración pretenden evaluar la prioridad de conservación de los ecosistemas a partir de la diversidad, es evidente la necesidad de examinar al taxón más diverso (Kremen *et al.*, 1993).
- 2) Alta sensibilidad. Los artrópodos son sensibles a los disturbios y responden rápidamente a las condiciones presentes a nivel individuo, especie, población y comunidad, por lo que este grupo puede reflejar los cambios ecológicos con más detalle que otros (Andersen *et al.*, 2004).
- 3) Amplia distribución. Este grupo se encuentra en la mayor parte de los ecosistemas y su distribución puede ser modelada más fácilmente que la de otros organismos, en comparación con vertebrados y plantas vasculares (Kremen *et al.*, 1993; Andersen *et al.*, 2004).
- 4) Variedad de papeles funcionales. La amplia diversidad de microhábitats y nichos que ocupan les da la oportunidad de participar en un mayor número de procesos ecológicos que cualquier otro grupo de animales (Kremen *et al.*, 1993; Kimberling *et al.*, 2001; Andersen *et al.*, 2004).

- 5) Tiempos generacionales cortos, lo que facilita la tarea de seguir sus cambios poblacionales en lapsos de tiempo muy pequeños (Longcore, 2003).
- 6) Tamaños poblacionales grandes. El tamaño poblacional y su alto potencial reproductivo facilitan la tarea de obtener muestras en un número y tamaño adecuados para los análisis estadísticos, sin afectar profundamente sus poblaciones (Kremen *et al.*, 1993; Longcore, 2003).
- 7) Talla corporal pequeña. Esta característica les permite ser indicadores de variaciones sutiles pero importantes, que pueden intervenir en la calidad de los hábitats (Longcore, 2003).
- 8) Fácil recolecta. Los artrópodos son fáciles de muestrear; además, los bajos costos para su monitoreo facilitan su estudio (Kimberling *et al.*, 2001; Andersen *et al.*, 2004).
- 9) Fácil preservación de especímenes. Estos animales pueden mantenerse por mucho tiempo en colecciones de referencia, lo cual ayuda a su identificación y conservación para estudios posteriores (Kremen *et al.*, 1993).

Algunas de las pocas desventajas que podría presentar el uso de artrópodos para evaluaciones ecológicas son: (1) las escasas bases de datos con la que se pueden comparar los nuevos trabajos, (2) la dificultad para realizar una profunda identificación taxonómica, y (3) la falta de información de muchas especies (McGeoch, 1998).

Para la Reserva del Pedregal de San Ángel, se tienen antecedentes que pueden resultar de utilidad, en el contexto de la restauración ecológica (ver Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009; Villeda-Hernández, 2010; Hernández-Herrerías, 2011; Saucedo-Morquecho, 2011; González-Rebeles, 2012; Muñoz-Saavedra, 2013; Ayala, 2014; Farfán-Beltrán, 2016; Peña-Mendoza, 2016).

1.6. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y sus artrópodos

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se encuentra en la Ciudad de México, al sur del *campus* principal de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) (Fig. 1), y fue declarada como zona ecológica inafectable en octubre de 1983 (UNAM, 1983).

Se trata de una reserva natural de carácter urbano, la cual ofrece distintos servicios ambientales entre los que destacan: a) protección de recursos genéticos y bióticos, además de organismos comestibles, de ornato y medicinales, b) amortiguador de contaminación y de cambios en el estado del tiempo a nivel local, c) regulación del ciclo del agua, d) aprovisionamiento de mantos freáticos, e) recreación, f) polinización e g) investigación científica (Cano-Santana *et al.*, 2009; Nava-López *et al.*, 2009).

En la REPSA se han registrado 848 especies de artrópodos, entre los que destacan los insectos por su riqueza (90% de las especies de artrópodos, aproximadamente) (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009). En estos últimos, los órdenes Lepidoptera, Hymenoptera, Hemiptera, Diptera y Coleoptera son los que tienen el mayor número de especies registradas (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009; SEREPSA, 2014). Sin embargo, se estima que estas especies conocidas sólo constituyen una parte de la artropodofauna total de la Reserva, puesto que el inventario aún está incompleto (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009; Farfán-Beltrán, 2016).

Desafortunadamente, dado el acelerado crecimiento urbano de las últimas décadas, el ecosistema original en general, y la REPSA en particular, han estado expuestos a diferentes disturbios de origen antrópico, lo cual ha puesto en riesgo su biodiversidad y ha llevado a la fragmentación de sus remanentes, y a la desaparición de aproximadamente el 70% del área original del matorral xerófilo, el cual es el tipo de ecosistema más importante que protege la REPSA (Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Fig. 1).



Figura 1. Vista aérea de la REPSA dentro del *campus* principal de la UNAM. En rojo se muestran las zonas núcleo, y en verde las zonas de amortiguamiento. Imagen tomada de Lot *et al.*, 2012.

1.7. Antecedentes

Desde 1992, bajo la organización y participación de académicos, estudiantes, ciudadanos y dependencias de la UNAM, se han realizado jornadas de limpieza en distintas zonas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) (Lot *et*

al., 2012). Aunado a ello, el Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos de la Facultad de Ciencias de la UNAM ha llevado a cabo distintas actividades que pretenden restaurar y monitorear algunas zonas perturbadas de la REPSA. Entre las zonas que han sido blanco de acciones de restauración ecológica y de monitoreo continuo, considerando una zona conservada de referencia, se encuentra la porción noreste del área de amortiguamiento 8 “Biológicas” (llamada en lo sucesivo, A8) y la parte sureste del área de amortiguamiento 11 “Vivero Alto” (denominada subsecuentemente A11). Recientemente se han hecho estudios que incluyen la parte centro-oeste de la zona núcleo sur oriente (nombrada SO, en adelante) (Fig. 1).

La parcela ubicada en SO fue parte de un camino de terracería, A11 se estableció en una zona en la que se ejecutó un proyecto para establecer un estacionamiento, en tanto que A8 estuvo sujeto al efecto de la introducción de eucaliptos y al depósito de desechos inorgánicos y de jardinería. La principal acción de restauración en las tres zonas fue la recuperación del sustrato basáltico. Adicionalmente, A8 y A11 han estado sujetos a la remoción de plantas exóticas, y en A8 se han ido retirando los desechos allí depositados, y se han introducido plántulas y semillas de especies nativas.

En 2005, Antonio-Garcés (2008) determinó el grado de recuperación de A8 como respuesta a distintas acciones de restauración, y concluyó que esta zona se encuentra en proceso de recuperación natural y se deben continuar con las acciones de restauración. Peña-Mendoza (2016) reportó que en 2006 la población de *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pyrgomorphidae), un artrópodo importante en la cadena trófica, es beneficiada por la presencia de la especie de planta dominante en A8: *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. (Poaceae). Además, en 2007 se encontró que la abundancia de *S. purpurascens* y *Neoscona oaxacensis* Keyserling (Araneae: Araneidae) está directamente relacionada con el grado de disturbio del sitio (Saucedo-Morquecho, 2011). En el estudio de Ayala (2014)

realizado en 2009, se concluye que este sitio no ha recuperado su estructura trófica original debido a la alta abundancia de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* en comparación con una zona de referencia, un resultado similar al encontrado posteriormente por Muñoz-Saavedra (2013) al estudiar los mismos artrópodos en la zona durante el 2010. Además, el autor reporta que *P. clandestinum* mantuvo su dominancia en A8, lo cual es una característica frecuente de las zonas perturbadas en la REPSA, por lo que sugiere ejecutar acciones de restauración más profundas.

La zona A11 ha sido estudiada y monitoreada de manera similar por Villeda-Hernández (2010), cuyos datos mostraron un incremento de la diversidad vegetal durante 2006, tras diferentes acciones de restauración, mientras que *S. purpurascens* y *Peromyscus gratus* Merriam (Rodentia) parecían recuperar su densidad poblacional debido a la cercanía con una zona conservada de referencia; Valdez-del-Ángel (datos no pub.) encontró que durante el 2008-2009 *P. clandestinum* fue la segunda especie de planta dominante en A11, mientras que la densidad poblacional de *S. purpurascens* fue 20 veces más alta en A11 que en una zona de referencia, y la densidad de *N. oaxacensis* no difirió entre sitios. González-Rebeles (2012) encontró resultados similares a los anteriores durante el 2009-2010, por lo cual este sitio aún mostraba rasgos de zona perturbada.

Por otro lado, San José-Alcalde *et al.* (2013) monitorearon vertebrados en 2009-2010 en A8, A11 y una zona de referencia, y registraron que los sitios sujetos a restauración presentaron una riqueza específica ligeramente mayor que el sitio conservado de referencia, y una diversidad similar a la de éste, lo que sugiere que las acciones de restauración han contribuido a brindar un medio donde se facilitan las actividades de pequeños vertebrados. Además, se han realizado estudios comparativos entre zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración, en los cuales se han trabajado con comunidades vegetales (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017) y artrópodos colectados con trampas jabonosas de colores (Farfán-Beltrán, 2016). Para

el caso de las comunidades vegetales se encontró que en 2011 la restauración de A8 era la menos exitosa, el sitio SO era, momentáneamente, el más similar a las zonas conservadas y A11 era un matorral de *Buddleja cordata* Kunth (Scrophulariaceae). Farfán-Beltrán (2016) encontró que la comunidad de artrópodos de los sitios perturbados y los sujetos a restauración es más parecida entre sí que con los sitios conservados de referencia, y que morfoespecies de los órdenes Hemiptera y Diptera son indicadoras de conservación, mientras que un hemíptero es indicador de estado perturbado.

1.8. Justificación

Puesto que los artrópodos son sensibles a perturbaciones en el ambiente que se reflejan en cambios en sus comunidades (Días *et al.*, 2006), estos organismos pueden ser utilizados como indicadores de la estructura y función de un ecosistema. Además, si el principal objetivo de la restauración ecológica es recuperar las funciones naturales de un ecosistema perturbado, la importancia del Phylum Arthropoda, dada la multitud de funciones que cumple sugiere que el mantenimiento de las comunidades de artrópodos debería ser también una de las finalidades de las acciones de restauración (Longcore, 2003).

Los trabajos que se tienen sobre comunidades de artrópodos y que estudien de manera simultánea áreas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) son escasos (R. González-Salas, en preparación; Farfán-Beltrán, 2016), y no hay investigaciones que involucren a las comunidades de artrópodos epífitos de estos sitios. De ahí la importancia de su estudio, ya que las acciones de restauración que hasta ahora se han realizado se han enfocado principalmente en recuperar la comunidad vegetal, y actualmente se desconoce el estado de las comunidades de artrópodos epífitos de las zonas donde se han ejecutado dichas prácticas.

Por lo anterior, resulta muy útil e importante profundizar en el estudio de la artropodofauna, como un posible indicador de la ruta que han seguido los sitios bajo restauración, así como ofrecer mejoras para los proyectos de restauración ecológica y aportar información. Ya que cada taxón presenta una respuesta específica a las modificaciones ambientales, resulta necesaria la evaluación de diferentes grupos taxonómicos en vez de uno solo (Schulze *et al.*, 2004).

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de este trabajo es conocer y comparar la estructura de las comunidades de artrópodos epífitos (en términos de composición, abundancia relativa, frecuencia, densidad y diversidad) de sitios perturbados, conservados y sujetos a acciones de restauración en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Ciudad de México.

Los objetivos particulares de este trabajo son:

- 1) Conocer cómo varía la composición, abundancia relativa, frecuencia, densidad y diversidad de artrópodos entre sitios perturbados y conservados.
- 2) Identificar a las especies de artrópodos que funcionen como potenciales indicadores de perturbación y conservación en la REPSA.
- 3) Conocer la recuperación de los sitios sujetos a restauración ecológica por medio de su composición, abundancia, frecuencia, densidad y diversidad de artrópodos epífitos, al compararlos con los sitios perturbados y conservados.

De acuerdo con los objetivos anteriores, se plantean las siguientes hipótesis:

- 1) Debido a que los disturbios han modificado a las comunidades vegetales de diferentes sitios en la REPSA, y los artrópodos epífitos mantienen una estrecha relación con la vegetación, se espera que la composición de artrópodos sea diferente entre sitios perturbados y conservados, ya que estos últimos no han sido sometidos a disturbios. Por lo anterior, se espera una mayor similitud entre sitios de una misma categoría (perturbado-perturbado, o conservado-conservado), que entre zonas de distintas categorías (perturbado-conservado).
- 2) Suponiendo que los disturbios alteraron negativamente los recursos aprovechables y los microhábitats disponibles para los artrópodos, se espera encontrar menor abundancia, densidad, frecuencia y diversidad de artrópodos en los sitios perturbados, en comparación con los conservados.

3) Dado que se han ejecutado diferentes acciones dirigidas a acelerar la recuperación del ecosistema del Pedregal, se espera que la densidad, frecuencia y diversidad de artrópodos de los sitios sujetos a restauración sea mayor que en las zonas perturbadas, pero menor que en los sitios conservados, ya que dichas acciones se han ejecutado recientemente (5-7 años). Por lo anterior, se espera que la composición de artrópodos de las zonas sujetas a restauración sea diferente que la característica de los sitios perturbados y conservados.

III. MÉTODOS

3.1. Área de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se localiza al suroeste de la Ciudad de México (237.3 ha; 19° 18' 21''-19° 20' 11'' N, 99° 10' 15''-99° 12' 4'' O; 2,270-2,349 m s.n.m.) y es relictos de un ecosistema asentado sobre el derrame de lava del volcán Xitle producido hace 1670 años aproximadamente (Siebe, 2000; INE, 2007; Cano-Santana *et al.*, 2009). Su clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 15.5°C y una precipitación anual promedio de 870 mm (Valiente-Banuet y Luna, 1990).

El tipo de vegetación predominante es de tipo matorral xerófilo y representa el último relictos en la Cuenca de México conocido como *Senecionetum praecosis* (Rzedowski, 1954), haciendo referencia a la especie dominante: *Pittocaulon praecox* (Cav.) Rob. y Brettell [Asteraceae] (ex *Senecio praecox*) (Fig. 2). La REPSA muestra una gran variedad de hábitats y una alta riqueza florística que están atribuidos a su topografía accidentada (Castillo-Argüero *et al.*, 2004). Esta Reserva está conformada por tres zonas núcleo (Poniente, Oriente y Sur-Oriente) que ocupan 171.1 ha, y 13 áreas de amortiguamiento que cubren 66 ha (Cano-Santana *et al.*, 2006; Peralta-Higuera y Prado Molina, 2009).



Figura 2. Vista de la REPSA durante la época de lluvias. Fotografía: Z. Cano-Santana.

3.2. Sitios de muestreo

A continuación, se describen los sitios que fueron seleccionados para el muestreo.

i. Las *zonas perturbadas* presentaron una dominancia significativamente mayor que los sitios conservados, la cual fue del triple, aproximadamente. Además, la cobertura relativa de plantas exóticas fue significativamente mayor en estos sitios que en los conservados ($65.79 \pm 7.07\%$ vs. $1.41 \pm 0.52\%$, respectivamente). Estas zonas estuvieron correlacionadas significativamente con la abundancia relativa de las especies exóticas: *P. clandestinum* (cuyo intervalo fue de 47.09 a 75.91%) y *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. (Myrtaceae) (de 3.30 a 8.14%), (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017). La extracción del sustrato basáltico y la acumulación de cascajo son dos disturbios que afectaron profundamente el ecosistema de la REPSA, y a pesar de que estos sitios tienen entre dos y tres décadas de abandono, el ecosistema no parece estar tendiendo a ser semejante a las zonas conservadas (Hernández-Herrerías, 2011).

ii. Las *zonas conservadas de referencia* presentaron una riqueza total, riqueza de plantas nativas no ruderales y diversidad significativamente mayor que las zonas perturbadas. Aunado a esto, la cobertura relativa de plantas nativas no ruderales fue estadísticamente más alta en estas zonas, en comparación con las perturbadas ($74.24 \pm 1.32\%$ vs. $16.8 \pm 5.05\%$, respectivamente). La cobertura relativa de las especies nativas: *Muhlenbergia robusta* (Fourn.) A. Hitch. (Gramineae) (presente en un intervalo de 11.18 al 24.39%), *Dahlia coccinea* Cav. (Asteraceae) (de 3.31 a 8.73%), *P. praecox* (3.24 a 6.49%) y *Echeveria gibbiflora* DC. (Crassulaceae) (de 1.14 a 5.52%), se correlacionó significativamente con estas áreas (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017).

iii. Las *zonas sujetas a restauración ecológica* fueron:

- a) La *porción centro-oeste de la zona núcleo sur oriente* (en adelante, SO; Fig. 3) de 0.35 ha. Es una zona en donde se recubrió el sustrato basáltico para facilitar el paso de vehículos en la zona oriente de Ciudad Universitaria desde antes de

que esa zona fuera protegida dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) (UNAM, 1997). En el sitio durante 2007 fue depositada una capa de roca basáltica de hasta 3 m de altura, como una acción de restauración para recuperar el sustrato original.



Figura 3. La zona SO en octubre de 2011. Fotografía: Estañol-Tecuatl.

b) La *porción noreste de la zona de amortiguamiento 8* (“Biológicas”, en adelante A8; Fig. 4), que tiene una superficie total de 0.52 ha. Esta parcela cubre una hondonada que varía entre los 2.5 y 4 m de profundidad, la cual es afectada por la dominancia de especies exóticas e invasoras, como los eucaliptos sembrados durante la construcción de la Ciudad Universitaria (Segura-Burciaga, 2009) y cuyos extractos de mantillo, corteza, hojas y semillas poseen sustancias aleloquímicas que afectan a plantas, hongos micorrízicos y bacterias fijadoras de nitrógeno (Espinosa-García, 1996). Desde 1974 hasta 2005 fue alterada por la

acumulación de desechos orgánicos (principalmente residuos de jardinería) e inorgánicos (p. ej. escombros), lo que ha favorecido el establecimiento de *P. clandestinum* como especie invasora (Castellanos-Vargas *et al.*, 2017). En esta zona se han realizado acciones de restauración como el desentierro del sustrato basáltico, remoción de plantas exóticas e introducción de plántulas y semillas de plantas nativas, además de 21 “Jornadas de Restauración Ecológica” realizadas entre abril de 2005 y abril de 2010 con la participación de voluntarios, en las cuales se han retirado desechos orgánicos, basura inorgánica y cascajo (Antonio-Garcés, 2008; Cano-Santana *et al.*, 2010; San José-Alcalde *et al.*, 2013; Saucedo-Morquecho, 2011; Peña-Mendoza, 2016).

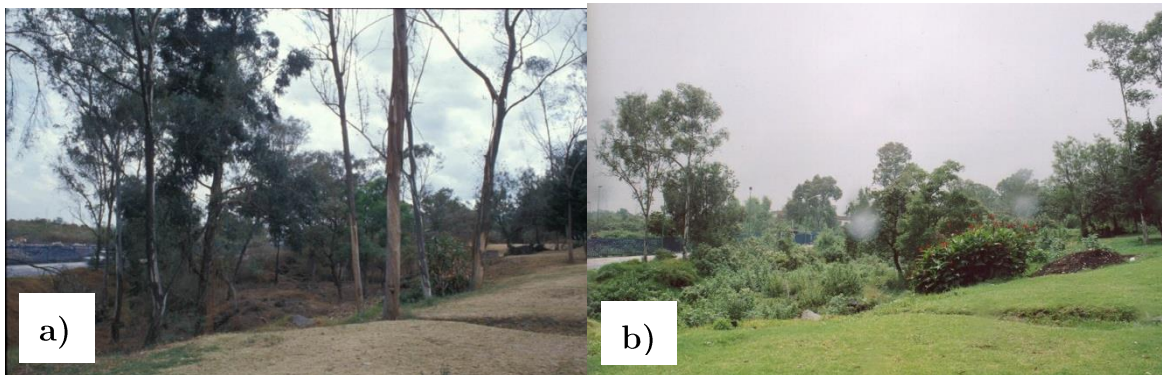


Figura 4. Aspecto de la Zona A8 en a) 2005, previo a la restauración ecológica; y b) 2009, después de las acciones de restauración. Fotografías: Z. Cano-Santana y J. Antonio-Garcés, respectivamente.

- c) La *porción sureste de la zona de amortiguamiento 11* (“Vivero Alto”, en adelante A11; Fig. 5) de 2,250 m². Entre 2004 y 2005 se vio afectada por la remoción de su cubierta vegetal, extracción de roca, relleno de la zona con tierra y su posterior aplanamiento para la construcción de un estacionamiento que finalmente fue cancelado. Entre las actividades que se han realizado para restaurar dicha zona están la extracción del material de relleno para recuperar parte del sustrato original, adición de roca basáltica (aunque esta roca contenía basura inorgánica

y rizomas del pasto sudafricano *P. clandestinum*), y la ejecución de 14 “Jornadas de Restauración Ecológica” desde el 2005 al 2012, donde se ha removido basura, tierra, cascajo y algunas especies invasoras como eucaliptos y *P. clandestinum* (Cano-Santana *et al.*, 2010; Villeda-Hernández, 2010).

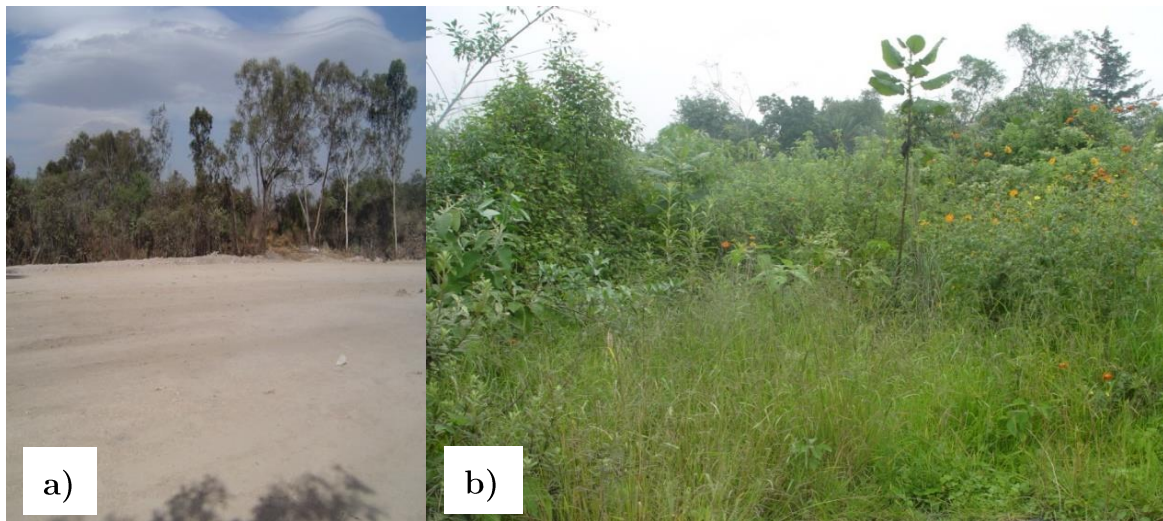


Figura 5. Aspecto de la zona A11 a) en 2005, antes de llevar a cabo acciones de restauración; y b) en 2009, después de realizar acciones de restauración. Fotografías: Z. Cano-Santana.

3.3. Muestreo de artrópodos

Debido a que se ha registrado que octubre es el mes que cuenta con la mayor fitomasa aérea en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) (Ríos-Casanova, 1993; Cano-Santana, 1994), en octubre de 2012 se seleccionaron 12 parcelas (Fig. 6): tres sujetas a acciones de restauración ecológica (en la parte centro-oeste de la zona núcleo sur oriente [SO], en la zona de amortiguamiento 8 [A8] y 11 [A11]), cinco en sitios conservados y cuatro en zonas perturbadas. Los sitios conservados de referencia se ubican al sur de la Zona Núcleo Poniente de la Reserva (ZC1), al norte del CCH Sur (ZC2), al sur del Instituto de Investigaciones Biomédicas (ZC3), al norte de la Zona Núcleo Sur-Oriente (ZC4) y al sur de esta misma (ZC5). Finalmente, dos de

las zonas perturbadas se localizan en la Zona Núcleo Poniente (tiradero de cascajo ZP1, y la cantera abandonada ZP2) y las otras dos en la parte central de la Zona Núcleo Sur-Oriente (tiradero de cascajo ZP3 y la cantera abandonada ZP4). El muestreo fue realizado de las 10:00 a las 12:00 h del 11 al 24 de octubre de 2012. En cada parcela se dispusieron al azar 20 cuadros de 1 m² y se capturaron los artrópodos de cada cuadro con una red entomológica durante 1 min, ya que este método de captura está sesgado hacia las especies que se encuentran en la vegetación (Nickel y Hildebrandt, 2003). Los artrópodos se embolsaron inmediatamente y se sacrificaron con acetato de etilo; se mantuvieron en seco y se conservaron en bolsas de plástico.

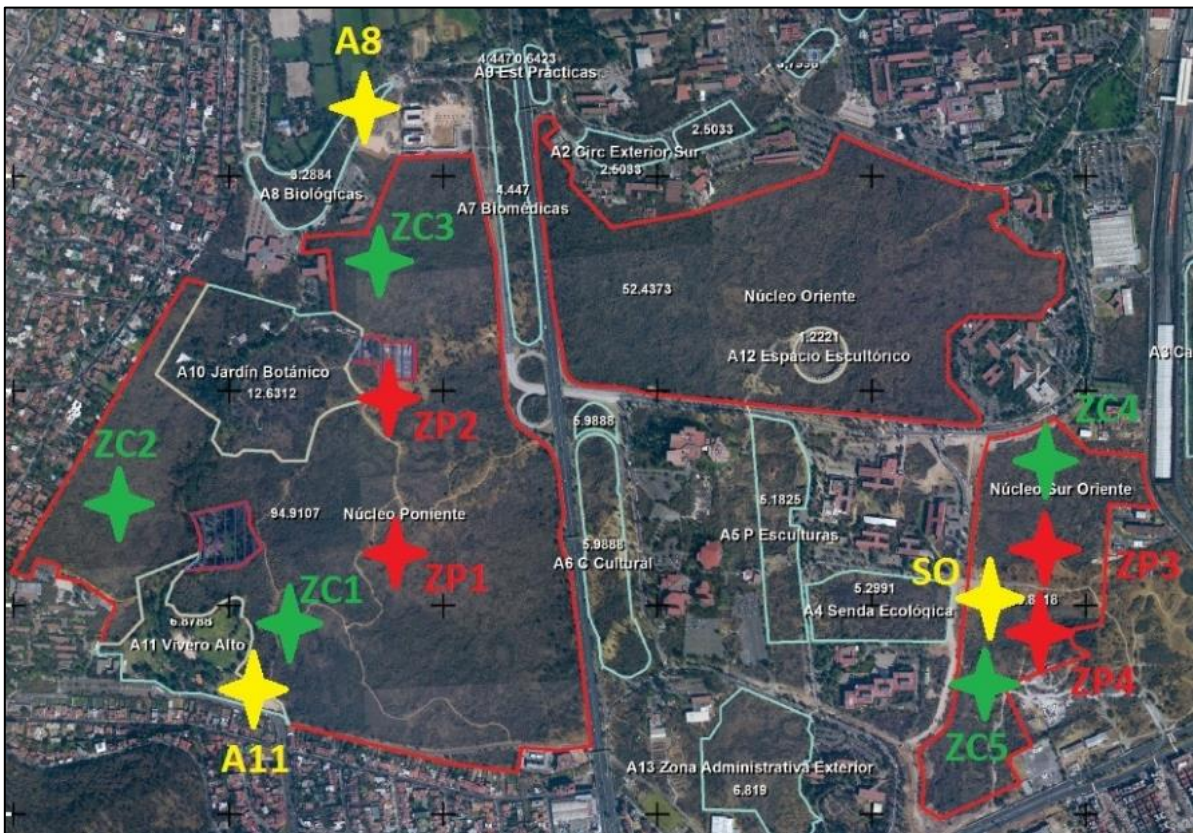


Figura 6. Ubicación de las doce parcelas donde se realizó el estudio dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México. Las zonas conservadas (ZC) se representan de color verde, las zonas perturbadas (ZP) de rojo y las tres zonas sujetas a restauración ecológica (A11, A8 y S0) de amarillo.

3.4. Trabajo de laboratorio

Los ejemplares colectados se colocaron y mantuvieron en frascos con etanol al 75%, y haciendo uso de un microscopio estereoscópico, claves dicotómicas (Triplehorn y Johnson, 2005) y con la ayuda de entomólogos, fueron identificados bajo el criterio de morfoespecie con base en caracteres morfológicos que son fácilmente observables. Este método permite ahorrar tiempo y recursos en la identificación de invertebrados para estudiar la diversidad, y se ha encontrado que sus resultados son consistentes con los obtenidos en trabajos que utilizan especies identificadas por taxónomos especialistas (Oliver y Beattie, 1996). Los estados inmaduros de los artrópodos capturados fueron considerados como morfoespecies diferentes.

3.5. Análisis de datos

Con los datos de composición y abundancia relativa de las morfoespecies, se hizo un análisis de correspondencia para conocer la forma en que se ordenan los sitios de estudio con base en sus comunidades de artrópodos y reconocer la distribución de las especies entre las zonas. Para esto se utilizó la función *CA* del paquete *FactoMineR*, en el programa R (R Development Core Team, 2007). Posteriormente, las especies indicadoras de estado conservado o perturbado se obtuvieron al evaluar sus coeficientes de correlación con las dos primeras dimensiones del análisis de correspondencia (Greenacre, 2008), y se consideraron las que presentaron los valores más altos.

Con los datos de abundancia relativa de las morfoespecies en cada sitio, se obtuvo la matriz de similitud usando el índice de Bray-Curtis (1957), y a partir de estos resultados se realizó un clúster con “Group Average Link” como método de agrupamiento, en el programa BioDiversity Pro. Después se hizo un análisis de similitud (ANOSIM, por sus siglas en inglés) para probar si había diferencias significativas entre los grupos formados. El ANOSIM se calculó con base en las

distancias de Bray-Curtis, y su significancia fue probada con 5000 permutaciones usando el programa PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Para determinar si existían diferencias en los valores de densidad de artrópodos (ind/m²) entre sitios, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis. Posteriormente, se continuó con la prueba de Dunn (1964) para determinar entre qué pares de sitios se encontraban las diferencias, con el programa STATISTICA v.8.0 (StatSoft, 2008).

Con la finalidad de conocer si el número de ejemplares de los órdenes de artrópodos está relacionado con el tipo de sitio, se realizó una prueba de χ^2 , para lo cual se calcularon las frecuencias esperadas mediante una tabla de contingencia. Para esto se usaron los órdenes de artrópodos que presentaban ≥ 5 ejemplares, además, se consideraron a los cuatro sitios perturbados como un solo grupo y a los cinco sitios conservados como otro, mientras que los sitios sujetos a restauración se analizaron sin agrupar ya que estos sitios cuentan con historias particulares de restauración ecológica, por lo que no pueden considerarse como semejantes. En caso de encontrar diferencias significativas se continuaba con una prueba *post hoc* de residuos estandarizados (Siegel y Castellan, 2001). Para hacer la prueba de χ^2 y obtener los residuos estandarizados se usó la función *chisq.test* del paquete *stats*, en el programa R (R Development Core Team, 2007).

Se utilizó el programa SpadeR (*Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R*) (Chao *et al.*, 2015) para obtener los valores de riqueza (S) y riqueza estimada de Chao1 para cada tipo de sitio. Para determinar si existían diferencias significativas en los valores de riqueza estimada de Chao1 y el índice de Shannon-Wiener con logaritmo natural (H') se ejecutó un *bootstrap* para obtener los intervalos de confianza al 95% por percentiles (Moreno *et al.*, 2011). Cuando los intervalos de confianza de dos o más sitios se traslapan, no existen diferencias significativas entre estos (Chao y Shen, 2010). Los valores de S y H' de las zonas perturbadas se

obtuvieron integrando los datos de los cuatro sitios perturbados. El mismo criterio se siguió para las zonas conservadas.

Posteriormente, para comparar los 12 sitios, se calculó la diversidad verdadera utilizando los números de Hill (1973), los cuales se obtuvieron con el paquete *iNEXT* (iNterpolation/EXTrapolation) (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2015) y la misma función, en el programa R (R Development Core Team, 2007). Posteriormente se construyeron y compararon los perfiles de diversidad para cada comunidad.

Los números de Hill se calcularon con base en la fórmula 1, e incluyen distintas medidas de diversidad ampliamente utilizadas, las cuales tienen diferente sensibilidad a la presencia de especies raras o comunes en función del parámetro q . Estas medidas están representadas en $q = 0$ (riqueza de especies), $q = 1$ (exponencial del índice de entropía de Shannon-Wiener) y $q = 2$ (el inverso del índice de dominancia de Simpson). Por lo anterior, a medida que incrementa el valor de q , la función de Hill se vuelve menos sensible a las especies raras, volviéndose sensible sólo a las especies comunes en los valores más altos. El uso de los números de Hill para evaluar la diversidad presenta ventajas sobre los índices de entropía que generalmente se usan para medir la diversidad, ya que obedecen al principio intuitivo de duplicación y todos sus resultados se expresan con las mismas unidades (Chao *et al.*, 2014), por lo que permiten hacer mejores comparaciones e interpretaciones que los índices de entropía (Lou y González-Oreja, 2012).

$${}^qD \equiv \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)} \tag{1}$$

donde:

D = número efectivo de especies, q = orden de diversidad (siempre que $q \neq 1$), y p_i = número de individuos de la especie i /número total de individuos.

IV. RESULTADOS

4.1. Composición y abundancia total

Se encontraron en total 7,102 ejemplares, los cuales fueron separados en 278 morfoespecies (ver Anexo I). Los artrópodos colectados pertenecen a 13 órdenes: dos de la clase Arachnida (Araneae y Acari) y 11 de la clase Hexapoda (*sensu* Triplehorn y Johnson, 2005). Del total de ejemplares capturados, Hemiptera fue el grupo con mayor abundancia (59.41% ejemplares), seguido por Diptera (17.7%) y Coleoptera (13.6%), encontrándose en menor medida los 10 órdenes restantes (<10% de los ejemplares cada uno; Cuadro 1). Del total de artrópodos capturados, el 97.47% son insectos.

Hemiptera registró la mayor riqueza total de morfoespecies (104), seguido por los dípteros (44) y los himenópteros (43); en contraste, de Acari, Blattodea, Psocoptera y Mantodea sólo se registró una morfoespecie (Cuadro 1).

Cuadro 1. Datos de abundancia y riqueza total de morfoespecies en cada orden de artrópodos encontrados en los 12 sitios seleccionados en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Cd. Mx. Datos de octubre de 2012. $N = 7,102$ ejemplares; $S = 278$ morfoespecies. Datos ordenados en orden decreciente de acuerdo con su abundancia.

Orden	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)	No. total de morfoespecies
Hemiptera	4,219	59.41	104
Suborden Auchenorrhyncha	3,573	50.31	61
Suborden Heteroptera	483	6.80	36
Suborden Sternorrhyncha	163	2.30	7
Diptera	1,257	17.70	44
Coleoptera	966	13.60	36

Cuadro 1. Continúa.

Orden	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)	No. total de morfoespecies
Hymenoptera	277	3.90	43
Araneae	167	2.35	23
Orthoptera	100	1.41	11
Neuroptera	33	0.46	5
Lepidoptera	29	0.41	6
Thysanoptera	21	0.30	2
Acari	13	0.18	1
Blattodea	10	0.14	1
Psocoptera	9	0.13	1
Mantodea	1	0.01	1
Total	7,102	100	278

El 8.02% (570 ind) del total de artrópodos estuvo representado por estadios inmaduros, los cuales pertenecen a cinco órdenes y a 48 morfoespecies (Cuadro 2). De estos, Hemiptera fue el grupo más abundante (85.09%) y el que presentó la mayor riqueza de morfoespecies (32). Por otro lado, Neuroptera y Lepidoptera registraron el menor valor de riqueza y de abundancia, respectivamente (Cuadro 2).

Cuadro 2. Datos de abundancia y riqueza de morfoespecies de estadios inmaduros en cada orden de artrópodos encontrados en los 12 sitios seleccionados en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Cd. Mx. Datos de octubre de 2012. $N = 570$ ejemplares; $S = 48$ morfoespecies. Datos ordenados en orden decreciente de acuerdo con su abundancia.

Orden	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)	No. de morfoespecies
Hemiptera	485	85.09	32
Suborden Auchenorrhyncha	381	66.84	22
Suborden Heteroptera	104	18.25	10
Orthoptera	31	5.44	5
Coleoptera	22	3.86	4
Neuroptera	22	3.86	3
Lepidoptera	10	1.75	4
Total	570	100	48

Los órdenes Araneae, Coleoptera, Diptera, Hemiptera (incluyendo a sus tres subórdenes) e Hymenoptera se presentaron en todos los sitios (Cuadro 3). Los órdenes que se encontraron únicamente en tres sitios fueron Acari (presente en las zonas conservadas 2, 4 y 5), Blattodea (zona perturbada 3 [ZP3], zona de amortiguamiento 11 [A11] y zona núcleo sur oriente [SO]) y Psocoptera (A11, zona conservada 1 [ZC1] y zona conservada 2 [ZC2]), mientras que Mantodea sólo se registró en un sitio (A11) (Cuadro 3). No se encontraron ejemplares del orden Blattodea en las zonas conservadas de referencia, como tampoco ácaros y psocópteros en las zonas perturbadas (Cuadro 3). La mayor riqueza de órdenes se registró en A11 y ZC2 (11 para cada zona); por el contrario, el valor mínimo se encontró en la zona conservada 3 [ZC3] con seis órdenes (Cuadro 3).

Cuadro 3. Órdenes de artrópodos registrados en doce sitios (ZP = zonas perturbadas; ZC = zonas conservadas de referencia; A11, A8 y SO corresponden a los sitios sujetos a restauración ecológica) de la REPSA, Cd. Mx. El símbolo “✓” indica presencia. Datos de octubre de 2012.

Orden	Sitio												No. de sitios donde se presenta el orden
	P1	P2	P3	P4	A11	A8	SO	C1	C2	C3	C4	C5	
Acari									✓		✓	✓	3
Araneae	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	12
Blattodea			✓		✓		✓						3
Coleoptera	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	12
Diptera	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	12
Hemiptera	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	12
Hymenoptera	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	12
Lepidoptera	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	11
Mantodea					✓								1
Neuroptera		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	10
Orthoptera	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓		✓		9
Psocoptera					✓			✓	✓				3
Thysanoptera	✓		✓		✓	✓		✓	✓		✓	✓	8
Total de órdenes registrados por sitio	8	8	9	8	11	9	9	10	11	6	10	9	

4.2. Composición y abundancia de artrópodos de cada sitio

El análisis de correspondencia explica el 40.56% de la inercia total, y separó a las zonas perturbadas de las conservadas principalmente en la dimensión 1 del mapa (Fig. 7a). Los cuatro sitios perturbados y la porción sujeta a restauración en la zona núcleo sur oriente (SO) se ordenaron en los valores negativos de dicha dimensión, mientras que las zonas conservadas, la zona de amortiguamiento 8 (A8) y 11 (A11) se ubican en valores positivos. La variación de la composición (ver Anexo I) y

abundancia relativa de artrópodos fue mayor entre los sitios conservados que entre los perturbados (Fig. 7b).

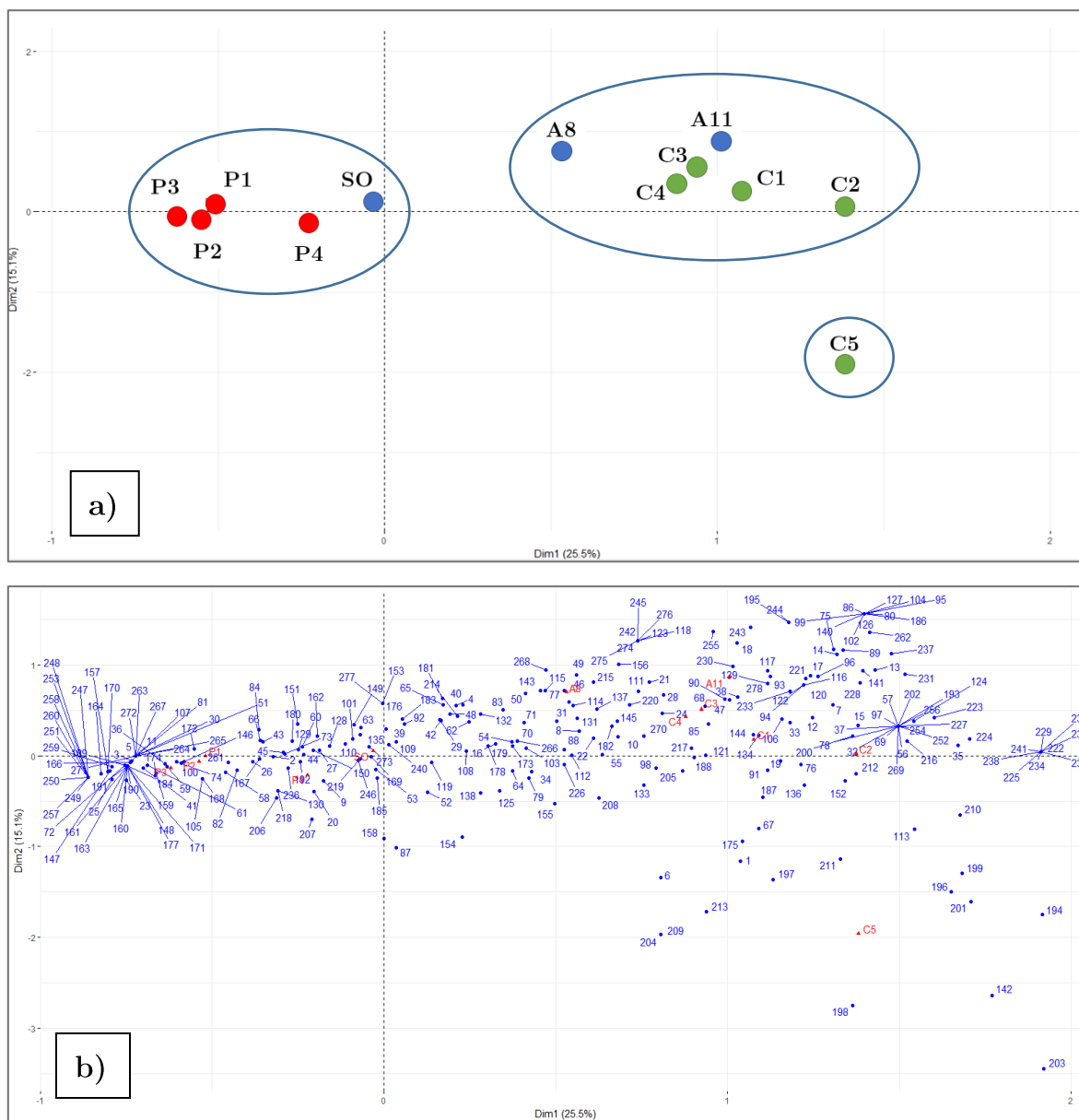


Figura 7. Análisis de correspondencia basado en datos de composición y abundancia relativa de las comunidades de artrópodos: a) distribución de los doce sitios en las primeras dos dimensiones, y b) distribución de las morfoespecies (números en azul) encontradas en los sitios estudiados (señalados con rojo). Sitios conservados de referencia (C1 a C5), sitios perturbados (P1 a P4), sitios sujetos a restauración ecológica (SO, A8 y A11). Las claves de cada especie se muestran en el Anexo I.

De acuerdo al análisis de correspondencia, se encontraron ocho morfoespecies que mostraron la mayor correlación con la dimensión 1 (Cuadro 4). De éstas, las especies *Chlorogonalia losoplanensis* Schröder (Hemiptera: Cicadellidae), *Amblysellus* sp. (Hemiptera: Cicadellidae), la morfoespecie 146 (Hemiptera: Cicadellidae) y *Chaetocnema* sp. (Coleoptera: Chrysomelidae) (Fig. 8) estuvieron correlacionadas negativamente, por lo que están asociadas con los sitios perturbados. Por el contrario, las especies *Crematogaster* sp. (Hymenoptera: Formicidae), la morfoespecie 136 (Hemiptera: Cicadellidae), *Melyrodes* sp. (Coleoptera: Melyridae) y la morfoespecie 90 (Hemiptera: Cicadellidae) (Fig. 9) estuvieron correlacionadas positivamente, por lo que están asociadas con los sitios conservados de la REPSA.

Cuadro 4. Morfoespecies que contribuyen de manera significativa a las primeras dos dimensiones del análisis de correspondencia (g.l. = 10; índice de correlación, $P < 0.01$).

Orden	Familia	Género/Especie	Coeficiente de correlación con:	
			Dimensión 1	Dimensión 2
Estado: Perturbado				
Hemiptera	Cicadellidae	<i>Chlorogonalia losoplanensis</i>	-0.96	-0.14
Hemiptera	Cicadellidae	<i>Amblysellus</i> sp.	-0.89	-0.09
Hemiptera	Cicadellidae	Morfoespecie 146	-0.83	-0.08
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Chaetocnema</i> sp.	-0.72	-0.12
Estado: Conservado				
Hymenoptera	Formicidae	<i>Crematogaster</i> sp.	0.78	-0.40
Hemiptera	Cicadellidae	Morfoespecie 136	0.77	-0.20
Coleoptera	Melyridae	<i>Melyrodes</i> sp.	0.75	0.23
Hemiptera	Cicadellidae	Morfoespecie 90	0.74	0.47

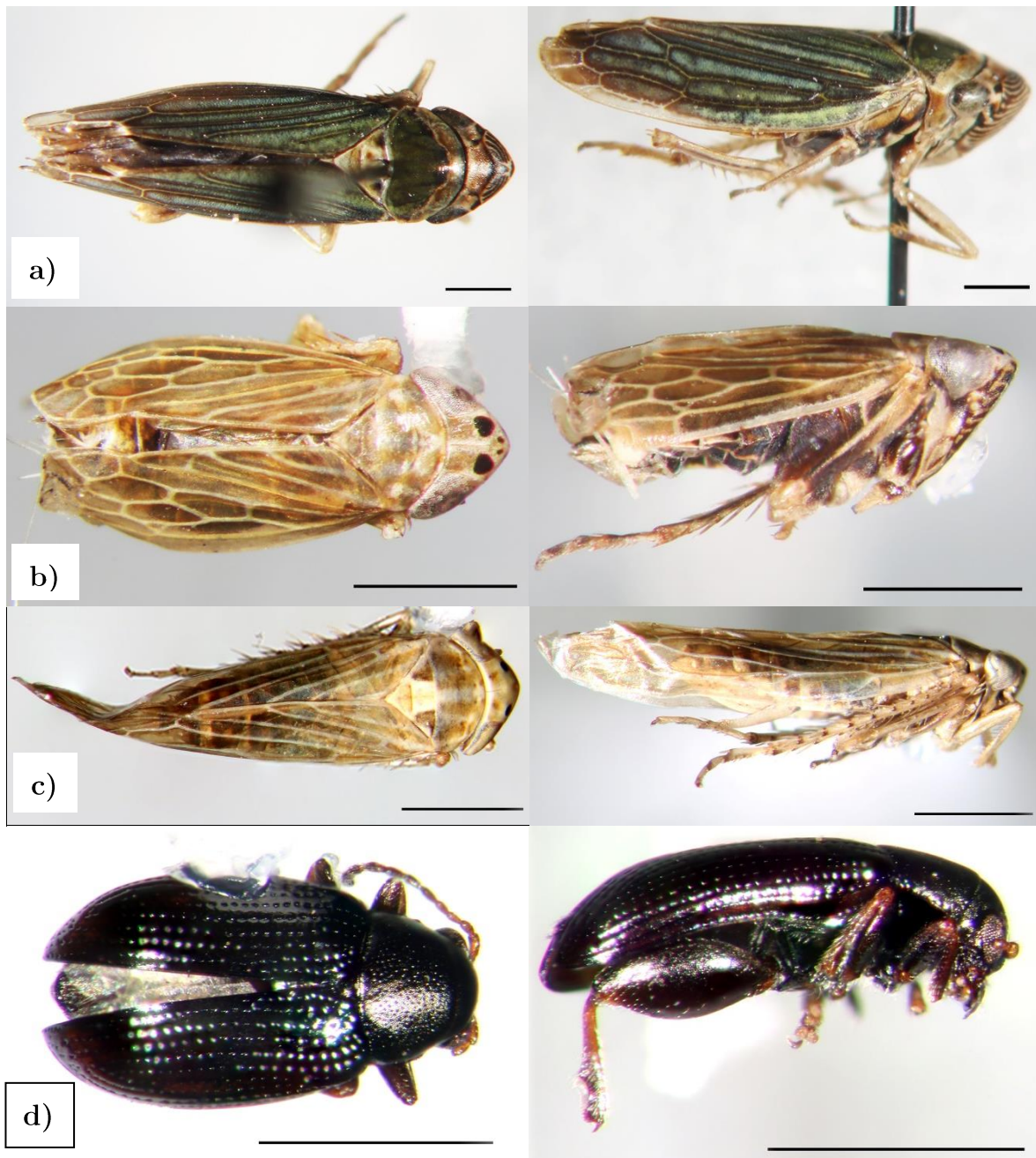


Figura 8. Morfoespecies asociadas a sitios perturbados en la REPSA, de acuerdo con el análisis de correspondencia: a) *Chlorogonalia losoplanensis* (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Cicadellidae); b) *Amblysellus* sp. (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Cicadellidae); c) morfoespecie 146 (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Cicadellidae) y d) *Chaetocnema* sp. (Coleoptera: Chrysomelidae). La barra en cada imagen representa 1 mm.

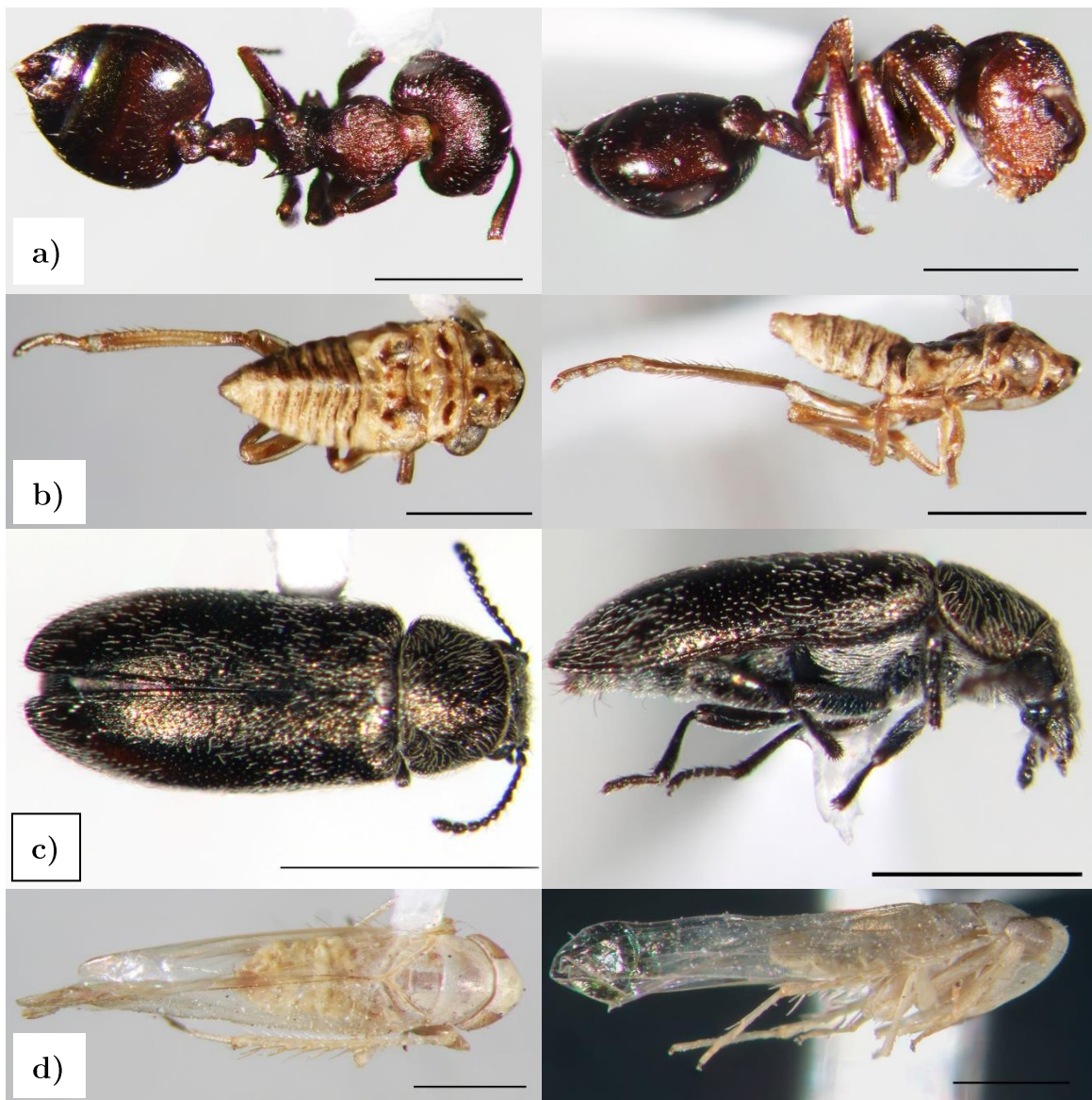


Figura 9. Morfoespecies asociadas a los sitios conservados en la REPSA, de acuerdo con el análisis de correspondencia: a) *Crematogaster* sp. (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae); b) morfoespecie 136 (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Cicadellidae); c) *Melyrodes* sp. (Coleoptera: Melyridae) y d) morfoespecie 90 (Hemiptera: Auchenorrhyncha: Cicadellidae). La barra en cada imagen representa 1 mm.

4.3. Similitud entre las comunidades de artrópodos

El clúster basado en la matriz de similitud de Bray-Curtis, usando a todas las morfoespecies (adultos y estadios inmaduros) (ver Anexo II) ubicó a la zona núcleo sur oriente (SO) separada de todos los demás sitios, siendo similar a los sitios conservados sólo en un 22%, mientras que la zona de amortiguamiento 8 (A8) fue semejante a los cuatro sitios perturbados, y la zona de amortiguamiento 11 (A11) se encuentra integrada a los sitios conservados (Fig. 10a).

Se encontraron diferencias significativas en la similitud entre el grupo de los sitios perturbados y conservados (ANOSIM: $R = 0.767$, $P < 0.001$): las zonas que pertenecen a un mismo grupo son más similares entre sí que entre sitios de diferentes grupos.

Por otro lado, al realizar el clúster sólo con los datos de las morfoespecies adultas se obtuvo que el sitio SO se integra dentro del grupo de las zonas perturbadas (Fig. 10b). Los sitios A8 y A11 mantienen su ubicación dentro del grupo de las zonas perturbadas y conservadas, respectivamente. Los dos grupos formados por el clúster considerando únicamente a los artrópodos adultos fueron significativamente diferentes (ANOSIM: $R = 0.787$, $P < 0.001$).

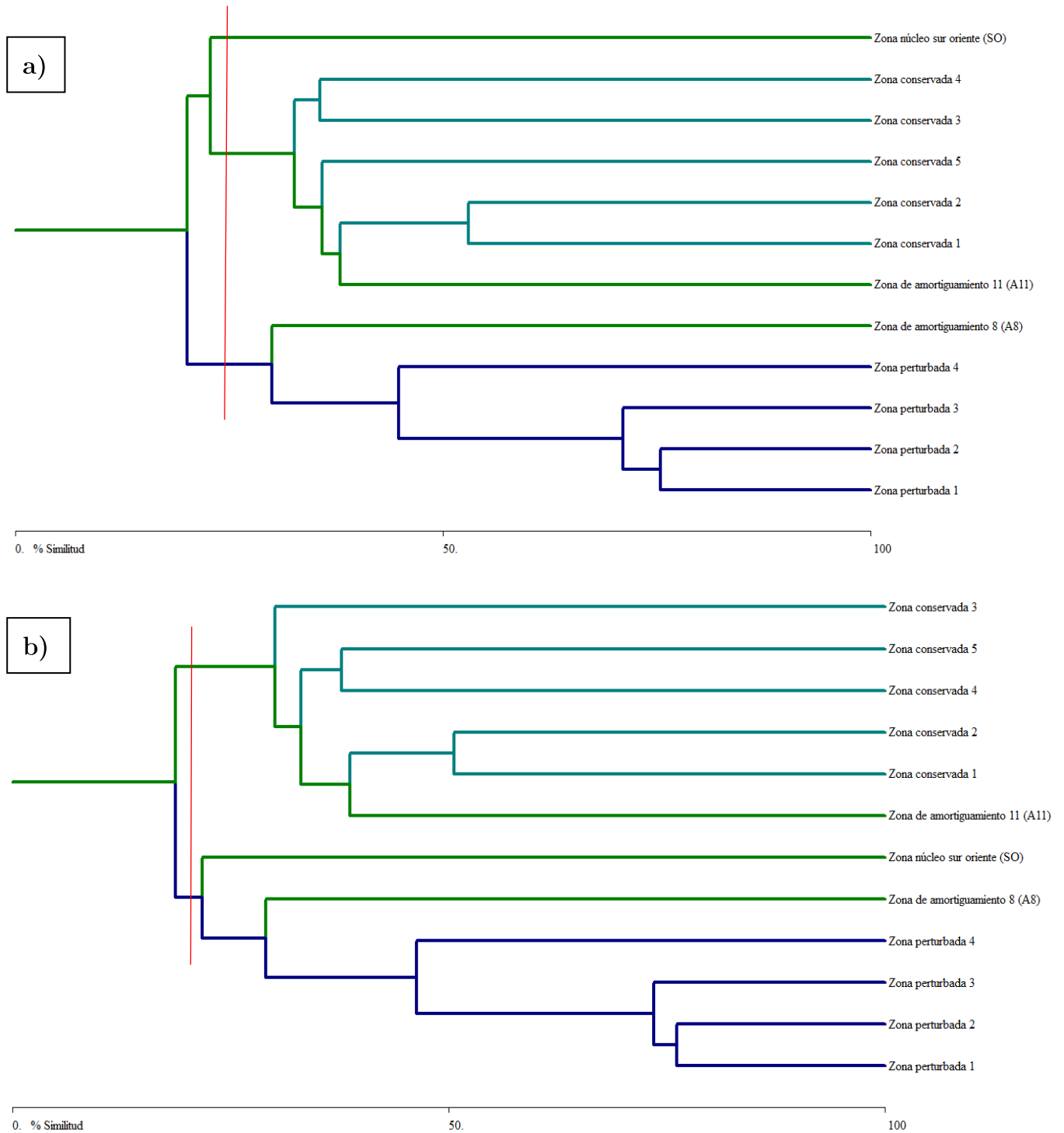


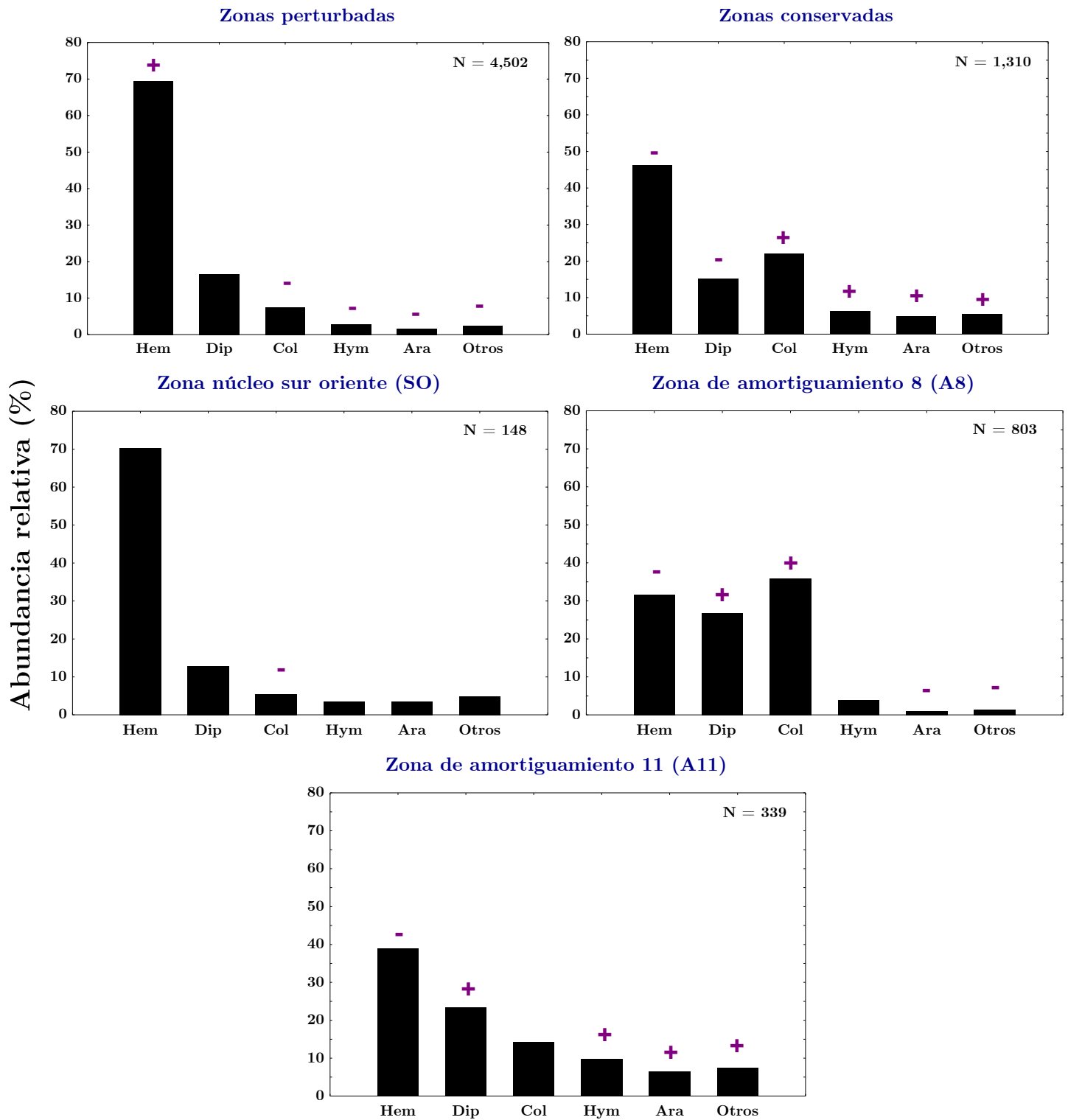
Figura 10. Clúster de Bray-Curtis basado en el método Group Average Link, que clasifica las comunidades de artrópodos epífitos de cuatro sitios perturbados, tres sujetos a restauración ecológica (SO, A8 y A11) y cinco conservados de referencia en la REPSA, Cd. Mx. a) Clúster realizado con los datos de todas las morfoespecies (adultos y estadios inmaduros) (ANOSIM: $R=0.767$, $P<0.001$); b) Clúster realizado sólo con los datos de las morfoespecies registradas en estado adulto (ANOSIM: $R = 0.787$, $P < 0.001$).

4.4. Frecuencia de los órdenes de artrópodos por tipo de sitio

La frecuencia en la que se registran especímenes de cada orden de artrópodos dependió significativamente del tipo de sitio ($\chi^2 = 994.96$, g.l. = 20, $P < 0.001$). Excepto en la zona de amortiguamiento 8 (A8), donde dominaron los coleópteros (35.74%), en las zonas perturbadas y conservadas, Hemiptera fue el orden dominante con 64.39 y 46.26% respectivamente (Fig. 11); no obstante, en los sitios perturbados se registran a una frecuencia mayor a la esperada, y en los conservados, A8 y en la zona de amortiguamiento 11 (A11) a una frecuencia significativamente menor a la esperada (Fig. 11).

Adicionalmente, el conjunto de las zonas perturbadas presentó una frecuencia observada menor a la esperada de coleópteros, himenópteros y arácnidos; en tanto que en los sitios conservados se registró una frecuencia observada menor a la esperada de Diptera, pero una frecuencia observada mayor a la esperada de coleópteros, himenópteros y arácnidos (Fig. 11).

La parcela ubicada en la zona núcleo sur oriente (SO) registró una frecuencia menor la esperada de coleópteros. El sitio A8 presentó una frecuencia observada mayor a la esperada de Diptera y Coleoptera, en tanto que la frecuencia registrada de Araneae en este sitio fue menor a la esperada. La zona A11, por su parte, registró una frecuencia observada mayor a la esperada de Diptera, Hymenoptera y Araneae (Fig. 11).



Órdenes de artrópodos

Figura 11. Abundancia relativa de los órdenes de artrópodos en sitios perturbados, conservados y tres sujetos a restauración ecológica (SO, A8, A11) en la REPSA, Cd. Mx. La sección “Otros” contiene a los órdenes con menos de 5 ejemplares en al menos un sitio. Los signos encima de las barras indican que las frecuencias observadas son significativamente mayores o menores a las esperadas por la tabla de contingencia (prueba de residuos estandarizados). Hem= Hemiptera, Dip= Diptera, Col= Coleoptera, Hym= Hymenoptera, Ara= Araneae. Datos de octubre de 2012.

4.5. Densidad de artrópodos

Se encontraron diferencias significativas en los valores de densidad de artrópodos entre sitios (prueba de Kruskal-Wallis: $H = 96.64$, $\chi^2 = 71.69$, g.l. = 11, $P < 0.0001$). La mediana y la distribución de los valores de densidad de la zona perturbada 3 y 2 (ZP3 y ZP2, respectivamente) fueron significativamente más altos y diferentes que los registrados en la zona conservada 3 (ZC3) y la parcela ubicada en la zona núcleo sur oriente (SO) (Fig. 12).

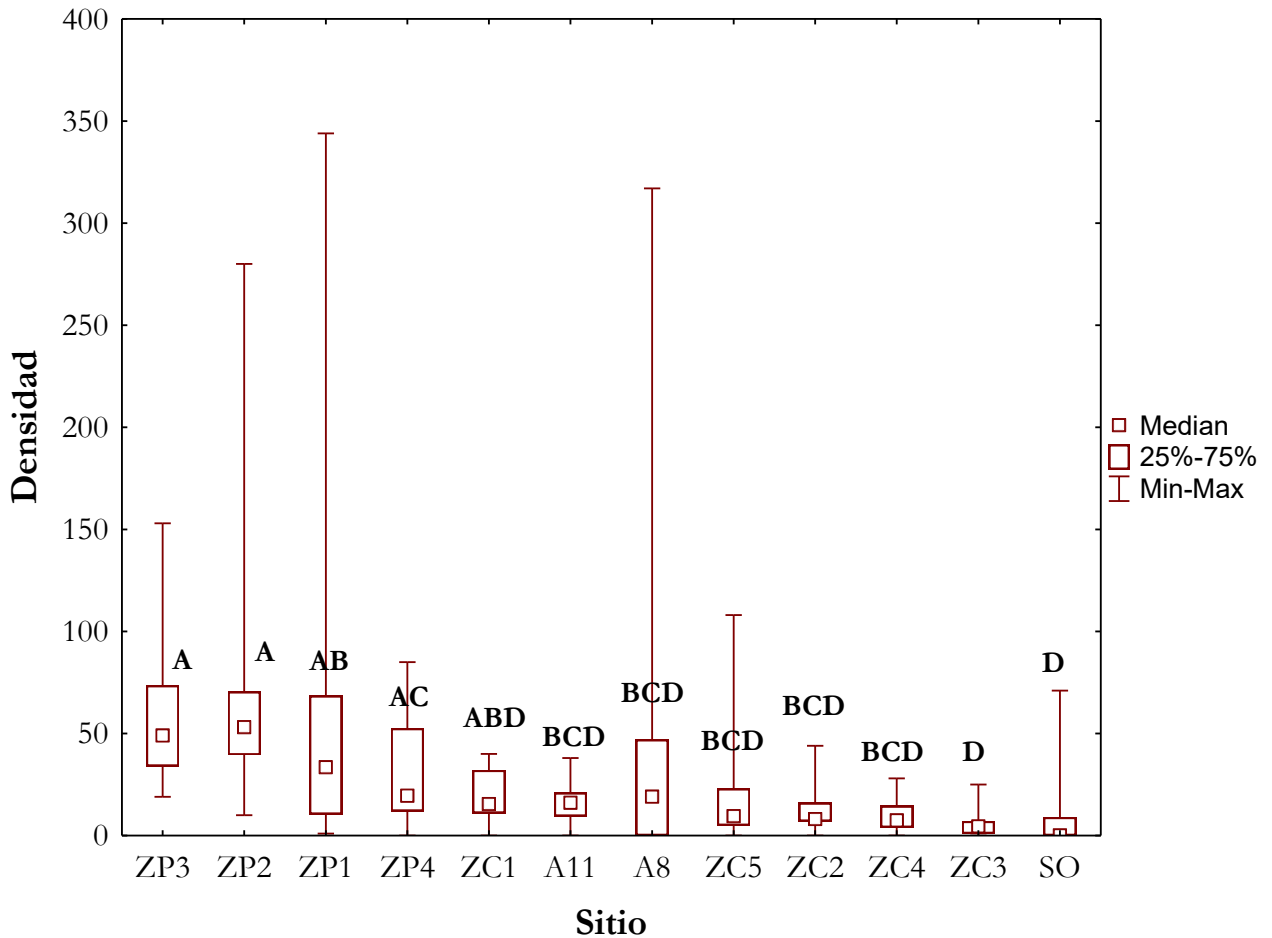


Figura 12. Densidad (No./m²) de artrópodos capturados en cuatro zonas perturbadas (ZP), tres sometidas a restauración ecológica (A11, A8 y SO) y cinco conservadas (ZC) en la REPSA, Cd. Mx. Datos ordenados en orden decreciente, de acuerdo con la suma de rangos medios. Las letras distintas indican diferencias significativas con $P < 0.0001$ (prueba de Dunn). Datos de octubre de 2012.

4.6. Diversidad

Se encontraron diferencias significativas en la riqueza estimada de Chao1 y la diversidad medida con la entropía de Shannon-Wiener (H') entre tipos de sitio (Cuadro 5). Las tres zonas sujetas a restauración son menos ricas que las zonas perturbadas y conservadas, y A11 y A8 registran una riqueza estimada significativamente más alta que SO. Por otra parte, el índice de Shannon-Wiener estimado con Chao1 varió significativamente en el siguiente sentido: zonas conservadas > A11 > A8 > SO = zonas perturbadas (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores de riqueza y diversidad de artrópodos epífitos (\pm intervalos de confianza al 95%) estimados por Chao1 en zonas perturbadas, conservadas y en tres zonas sujetas a acciones de restauración (SO, A8 y A11) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Cd. Mx. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$. Datos de octubre de 2012.

Tipo de sitio	Riqueza observada (S)	Riqueza estimada de Chao1	Intervalo de confianza		H' observada	Intervalo de confianza	
			Límite inferior	Límite superior		Límite inferior	Límite superior
Perturbados	193	247 ^a	206	255	2.73 ^d	2.66	2.79
SO	50	81 ^c	49	94	3.04 ^d	2.76	3.22
A8	111	186 ^b	127	184	3.35 ^c	3.26	3.47
A11	99	132 ^b	110	150	4.16 ^b	4.06	4.23
Conservados	183	236 ^a	193	242	4.40 ^a	4.33	4.45

En la Fig. 13 se observa que los perfiles de diversidad de las zonas perturbadas descienden abruptamente si se evalúan con los índices que son más sensibles a las especies comunes (es decir, en los valores más altos de q). Por ejemplo, aunque sus valores de riqueza (diversidad de especies raras; $q=0$) fueron relativamente altos (de

83 a 109 morfoespecies), las comunidades de artrópodos de dichas zonas presentaron una baja equidad (o una alta dominancia de ciertas especies), por lo que su diversidad de especies comunes tiene valores bajos (de 3 a 5; $q=2$).

Por otro lado, los sitios conservados mostraron una mayor variación entre sí, en comparación con los sitios perturbados que presentaron un patrón similar (Fig. 13). Aunque los perfiles de diversidad de las zonas conservadas también disminuyen a medida que se evalúan con base en las especies comunes, no lo hacen de la misma manera que los sitios perturbados, lo cual se debe a las diferencias que presentó cada tipo de sitio en cuanto a la diversidad de especies raras y comunes. Por ejemplo, los perfiles de diversidad de las zonas conservadas 3, 4 y 5 (ZC3, ZC4 y ZC5) se intersectan con los cinco sitios perturbados, ya que dichas áreas conservadas tuvieron una menor riqueza (46, 71 y 74 morfoespecies, respectivamente) que estas últimas (de 83 a 109 morfotipos), sin embargo, las zonas conservadas presentaron una mayor diversidad de especies comunes (de 16 a 34 *vs.* 3 a 5; $q = 2$).

Al comparar los sitios sujetos a restauración, se observa que la parcela ubicada en la zona núcleo sur oriente (SO) tuvo una riqueza de 50 morfoespecies y su diversidad de especies comunes fue similar al de las zonas perturbadas, lo cual se observa en la Fig. 13, ya que su perfil se sobrepone con el de la zona perturbada 4 (ZP4) para valores de $q \geq 1$.

La zona de amortiguamiento 8 (A8) tuvo un alto valor de riqueza (111 morfoespecies) en comparación con el resto de las zonas, sin embargo, su diversidad para valores de $q > 0$ tiende a disminuir abruptamente debido a que presentó una alta dominancia, por lo que su perfil tiene un comportamiento semejante al de los sitios perturbados (Fig. 13).

El perfil de diversidad de la zona de amortiguamiento 11 (A11) tiene un comportamiento similar al de las zonas conservadas, y de manera particular, este se

intersecta con el de ZC1, debido a que dicho sitio en restauración presentó una equidad más alta.

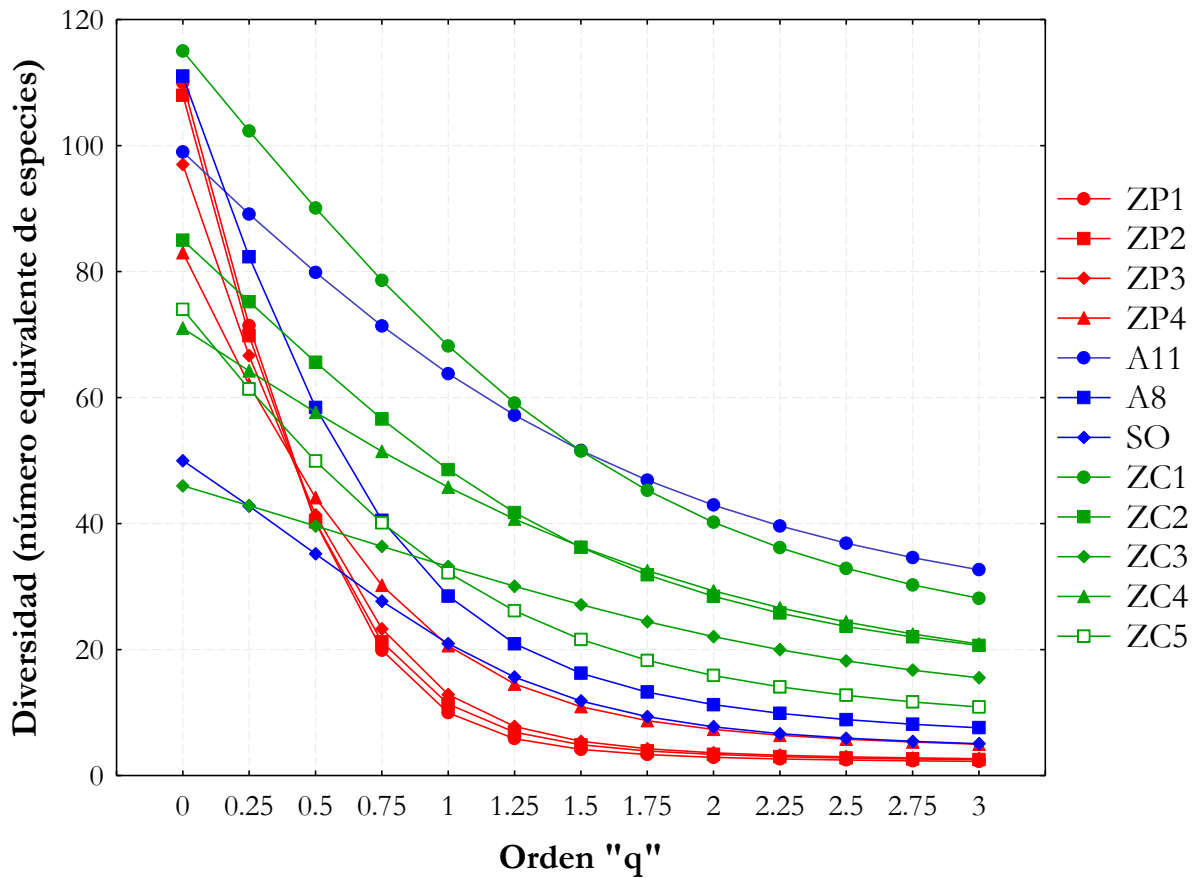


Figura 13. Perfiles de diversidad observada con base en los números de Hill, para cada sitio (conservados [ZC], perturbados [ZP] y tres zonas sujetas a restauración ecológica [SO, A8, A11]) en la REPSA, Cd. Mx. Datos de octubre de 2012.

V. DISCUSIÓN

5.1. Comunidades de artrópodos epífitos de sitios perturbados y conservados

5.1.1. *Composición, abundancia y frecuencia de artrópodos.* Los resultados de este trabajo muestran que los sitios perturbados y conservados de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) presentaron una composición y abundancia de artrópodos que difiere entre sí (Fig. 7), lo cual es consistente con una de las hipótesis iniciales. Ambos tipos de sitios compartieron 9 de los 13 órdenes capturados (es decir, el 69%; Cuadro 2), y su composición de morfoespecies estuvo representada principalmente por Hemiptera, Diptera, Coleoptera e Hymenoptera, que son órdenes de los cuales gran parte de sus miembros son reconocidos como herbívoros (Strong *et al.*, 1984). Los órdenes que sólo se presentaron en un tipo de sitio, tal como Acari, Blattodea y Psocoptera, tuvieron una baja abundancia y proporción de morfoespecies (de 9 a 13 ejemplares, y 1 morfoespecie para cada uno), por lo que el efecto que tuvieron en la caracterización de cada comunidad fue mínimo. Por lo anterior, las diferencias que se encontraron en este aspecto se originaron en la identidad y abundancia relativa de las morfoespecies, y no en los órdenes que los componen.

Al evaluar la composición de morfotipos de las zonas perturbadas y conservadas, se encontraron 73 morfoespecies que sólo se presentaron en las primeras áreas, y 63 que únicamente se registraron en las conservadas. No obstante, es importante señalar que la composición de un tipo de sitio no fue exclusiva, puesto que 120 morfoespecies se hallaron en ambos tipos de sitios, pero la abundancia en que se encontraron fue diferente en cada zona. Este parámetro fue semejante entre los sitios de una misma categoría, lo cual se vio reflejado en la ordenación espacial de cada parcela en el análisis de correspondencia (Fig. 7), ya que la cercanía de un sitio y una morfoespecie indica una alta abundancia de esta en cierta zona (Kindt y Coe, 2005).

Al retomar el hecho de que los artrópodos epífitos continuamente están interactuando con la vegetación de un sitio, y que los ejemplares encontrados en este trabajo estuvieron representados principalmente por órdenes que se caracterizan por ser herbívoros, es probable que las diferencias encontradas en la composición y abundancia de artrópodos se expliquen parcialmente por las distintas comunidades vegetales que presentaron estas zonas, como consecuencia de los disturbios. El estudio previo realizado por Estañol-Tecuatl y Cano-Santana (2017) sobre las comunidades vegetales de los mismos sitios de estudio mostró que la composición y cobertura relativa de especies fue diferente entre las áreas perturbadas y conservadas, y que estos atributos fueron más homogéneos entre los sitios que pertenecían a un mismo grupo. Sin embargo, para saber con precisión si esto ocurre, sería necesario realizar un trabajo que analice simultáneamente a las comunidades vegetales y de artrópodos que allí habitan.

La existencia de diferencias en la composición y abundancia entre sitios perturbados y conservados se ha reportado en trabajos similares, como el de Farfán-Beltrán (2016), quien estudió a las comunidades de artrópodos capturados con trampas jabonosas en hábitats contrastantes de la REPSA.

Los resultados de este trabajo muestran que, en la Reserva, los hemípteros (principalmente los auquenorrincos) fueron beneficiados por los efectos de los disturbios; ya que fue el grupo dominante y el único que se encontró en una frecuencia mayor a la esperada en las zonas perturbadas (Fig. 11).

5.1.2. Similitud de las comunidades. Debido a la gran similitud que presentaron los sitios que pertenecían a una misma categoría (perturbados o conservados) (Fig. 7 y 10), es posible que exista una fuerte interdependencia entre las especies de artrópodos que componen a cada comunidad, lo cual involucra aspectos coevolutivos y de la historia natural de estas especies (Osbone, 2000; Fukami, 2010). Por lo anterior, las comunidades de artrópodos fueron descritas principalmente bajo una perspectiva

holística (u organísmica), y determinista *sensu* Clements (1916). No obstante, se debe de considerar la intervención del azar en el establecimiento de estas comunidades, que posiblemente se refleja en la existencia de las ligeras variaciones que se presentaron en la composición intra-grupo. Por ello, estas comunidades también están reguladas por su tolerancia a factores abióticos, así como por las capacidades de dispersión y oportunidades de colonización (Gleason, 1926; Osbone, 2000; Kneitel, 2010).

5.1.3. Densidad. Se encontraron diferencias significativas en los valores de densidad de artrópodos capturados en cada sitio, y de manera general, estos fueron mayores en las áreas perturbadas (Fig. 12). Este resultado difiere de la segunda hipótesis planteada al inicio, puesto que se esperaba que los disturbios hubieran tenido efectos negativos sobre todos los artrópodos, provocando una disminución en su abundancia. Los altos valores de densidad de los sitios perturbados fueron causados principalmente por *C. losoplanensis*, la especie dominante en estas zonas, ya que aportó el 51.75% (2,330 ind) del total de artrópodos capturados en dichos sitios. La gran abundancia de dicha especie se atribuye a que los disturbios probablemente le permitieron el acceso a un mayor número de sitios de forrajeo, fuentes de alimento, lugares de apareamiento y de puesta de huevos, que no estarían disponibles en condiciones no perturbadas. Dado lo anterior, la abundancia tiende a aumentar, sobre todo si algún recurso limitante del cual hacen uso se vuelve más abundante (Schowalter, 2006). Por lo tanto, es probable que la alta abundancia de este hemíptero auquenorrinco en los sitios perturbados haya sido favorecida por las dos especies vegetales con mayor cobertura relativa en todos estos lugares: *Pennisetum clandestinum* y *Muhlenbergia robusta* (Estañol-Tecuatl, 2014). Por un lado, *C. losoplanensis* se ha reconocido previamente como la especie más abundante asociada a *P. clandestinum* en la REPSA (Tabares-Mendoza, 2012), posiblemente por la alta calidad nutritiva de este pasto (Fulkerson *et al.*, 1998), y se ha reportado que el tejido

joven de *M. robusta* es fuente de alimento para algunos miembros de la familia Cicadellidae (López-Gómez *et al.*, 2009).

Para el caso particular de la REPSA, actualmente no se tienen estudios que reporten altas densidades de auquenorrincos en las zonas perturbadas. Sin embargo, si sólo se toman en cuenta los valores de dicho parámetro, los resultados de este trabajo coinciden con otros estudios en los que se han registrado altas densidades de ciertas especies de artrópodos en los sitios perturbados, en contraste con los conservados. Por ejemplo, Hernández-Herrerías (2011) encontró que durante octubre, la densidad de *S. purpurascens* fue significativamente mayor en los sitios perturbados de la reserva, atribuible a la alta cobertura relativa de *P. clandestinum* que caracteriza a estas áreas, pues además de funcionar como alimento, inclusive los aportes nutritivos de este pasto se pueden observar como un efecto positivo sobre el tamaño y número de huevos por ooteca de dicho ortóptero (Castellanos-Vargas, 2001).

Por otro lado, no se debe descartar la posibilidad de que los altos valores de densidad de artrópodos encontrados en los sitios perturbados se deban a la escasa presencia de sus enemigos naturales (depredadores o parasitoides), por lo que sus tamaños poblacionales no son lo suficientemente grandes como para ejercer un factor de presión sobre sus presas u hospederos. Aunque los objetivos de este trabajo no incluyen la evaluación de la estructura trófica de artrópodos, la baja frecuencia observada de ejemplares de Araneae en los sitios perturbados (Fig. 11) posiblemente indica, de manera indirecta, que esto ocurrió, ya que los miembros de este orden son conocidos por ser un grupo muy importante de depredadores, y entre sus presas más frecuentes se encuentran los hemípteros auquenorrincos, por lo que tienen la capacidad de controlar poblaciones de herbívoros (Waloff, 1980; Wise, 1993; Symondson, 2002). Por ejemplo, Martínez-Jasso (2002) reportó que en la REPSA, los cicadélidos son una parte primordial en la dieta de las poblaciones de *N.*

oaxacensis, y posteriormente, Tabares-Mendoza (2012) encontró que *C. losoplanensis* es la principal presa de las comunidades de arañas tejedoras asociadas al pasto. Sin embargo, se deben realizar estudios para conocer con detalle los factores que facilitan las altas abundancias de auquenorrincos en los sitios perturbados.

5.1.4. Diversidad. De acuerdo con la segunda hipótesis planteada para este trabajo, se esperaba que la diversidad fuera mayor en los sitios conservados, en comparación con los perturbados. Sin embargo, no se observó este patrón en todos los casos, puesto que no difirieron significativamente los valores de diversidad de especies raras (riqueza de morfotipos) de los sitios perturbados y conservados (Cuadro 5). Es posible que las 3 décadas de abandono que han experimentado los sitios perturbados hayan permitido el establecimiento de un mayor número de especies de artrópodos, lo cual llevó a que, al final, sus valores fueran equiparables con los registrados por las zonas conservadas. Por otro lado, las coberturas relativas de las especies más dominantes en las zonas perturbadas probablemente favorecen la presencia de hemípteros, cuyo aparato bucal de tipo picador-chupador les permite alimentarse perforando el tejido vegetal sin eliminar superficie de la hoja, lo cual facilita la presencia de diferentes especies, en comparación con los artrópodos masticadores o mordedores que remueven área foliar que sería aprovechable para otras especies.

Resultados similares se han encontrado en distintos trabajos. Por ejemplo, Lachat *et al.*, (2006) estudiaron a las comunidades de artrópodos de áreas remanentes, degradadas y con plantaciones, en una reserva en Benín. Estos autores reportaron que la riqueza de artrópodos de los remanentes y de los sitios degradados no fue diferente. Longcore (2003) realizó su estudio en un matorral costero de California, Estados Unidos, e indica que los sitios perturbados y no perturbados albergaron una riqueza de especies semejante. En el caso de la REPSA, Farfán-Beltrán (2016) encontró que la riqueza de morfoespecies de artrópodos recolectados

con trampas jabonosas no difirió significativamente entre áreas conservadas y perturbadas.

Resulta importante profundizar en el estudio de las identidades de los artrópodos que habitan las zonas perturbadas, puesto que dichas áreas tienen el potencial de albergar una diversidad de especies raras equivalente a la que mantienen las zonas conservadas de la reserva (Farfán-Beltrán, 2016; este trabajo).

Aunque no se encontraron diferencias en los valores de diversidad de especies raras entre sitios perturbados y conservados, éstos sí difirieron en cuanto a su diversidad de especies comunes (Fig. 13). Las cuatro zonas perturbadas se caracterizaron por presentar bajos valores de este parámetro, debido a la dominancia de la especie de cicadélido mencionado anteriormente.

El presente trabajo no tuvo como objetivo evaluar la comunidad vegetal y de artrópodos en el mismo tiempo, no obstante, el estudio realizado en 2011 por Estañol-Tecuatl y Cano-Santana (2017), enfocado a conocer la estructura de la comunidad vegetal de las mismas áreas de estudio, funciona como referencia para conocer las condiciones en que se encontraba la comunidad vegetal de estos sitios. De acuerdo con sus resultados, las zonas conservadas de referencia fueron más diversas que las zonas perturbadas, además, registran una mayor cobertura relativa de especies nativas no ruderales y menor cobertura de invasoras, en comparación con los sitios perturbados. Al retomar lo anterior, los resultados coinciden con otros estudios en los que se ha registrado un descenso de la diversidad de artrópodos conforme disminuye la diversidad vegetal (Hendrix *et al.*, 1988; Bisevac y Majer, 2002; Gurr *et al.*, 2004; Moir *et al.*, 2005; Bennett y Gratton, 2013), debido a que cuando la diversidad es alta la complejidad estructural de la vegetación crea una gran variedad de microhábitats y aumenta los recursos disponibles para estos organismos (Ribas *et al.*, 2003; Tews *et al.*, 2004).

Las diferentes comunidades de artrópodos epífitos que presentaron las zonas perturbadas y conservadas de referencia, junto con la notable similitud de los sitios que pertenecen a cada uno de estos hábitats contrastantes, corroboró la utilidad de los artrópodos como bioindicadores del estado de un sitio y permitió determinar las condiciones que se buscan eludir y recuperar en los sitios sujetos a restauración aquí estudiados, así como evaluar la recuperación de estas zonas (ver apartado 5.3).

5.2. Especies indicadoras

Con base en el análisis de correspondencia (Fig. 7), que ordenó espacialmente a las comunidades en función de la identidad y abundancia de sus artrópodos, se encontraron 5 hemípteros auquenorrincos, 2 coleópteros y 1 formícido que causaron gran parte de la variación entre las comunidades de los sitios perturbados y conservados (Cuadro 4). La asociación dichos artrópodos con un tipo de sitio pudo deberse a: a) la concentración (o especificidad) que presentaron, es decir, si el número de ejemplares fue significativamente mayor en los sitios de una categoría (perturbado o conservado), y b) su exclusividad, esto es, si sólo se registraron en los sitios de una categoría. Dado que cada especie tiene requerimientos particulares del hábitat, la asociación que presentaron con los tipos de sitios probablemente indica que en estos encontraron el rango óptimo de condiciones (tanto bióticas [que engloba a las interacciones bióticas] como abióticas [p. ej. temperatura, humedad, incidencia de luz]) que son necesarias para su establecimiento y permanencia. No obstante, es necesario tomar en cuenta que posiblemente existen barreras de dispersión que les dificultan llegar a ciertos sitios, por lo que la ausencia de una especie en una zona debe ser interpretada con precaución.

Los hemípteros, en particular los auquenorrincos, son considerados como un grupo ideal para monitorear condiciones bióticas y cambios en el paisaje, ya que i) responden a diferentes prácticas de manejo, ii) son fáciles de muestrear, iii) presentan una alta diversidad y abundancia, iv) tienen especificidad hacia cierto hábitat y v)

pueden afectar las relaciones y la composición de especies de plantas, e incluso direccionar la sucesión en sistemas agrícolas (Nickel y Hildebrandt, 2003; Wallner y Dietrich, 2004).

Aunque los hemípteros auquenorrincos han sido reconocidos como buenos indicadores del estado de conservación de los ecosistemas, con excepción del trabajo de Farfán-Beltrán (2016) y este estudio, no se tienen más registros previos que señalen a los cicadélidos como indicadores de perturbación o conservación en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA). Además, no se encontraron trabajos acerca de la historia natural ni de la ecología de los cicadélidos que se reportan en esta tesis, más que los aspectos que se discutieron anteriormente en torno a *C. losoplanensis*.

Los coleópteros también han sido utilizados como indicadores de biodiversidad (p. ej. Koivula, 2011), y dentro de éstos destaca la familia Chrysomelidae por ser una de las familias más abundantes y diversas (Şen y Gök, 2014). Los adultos de esta familia se alimentan de hojas, flores, polen y brotes, mientras que las larvas se alimentan principalmente de hojas o raíces (Şen y Gök, 2014). Es probable que el morfotipo encontrado en este trabajo, como indicador de estado perturbado, tenga cierta preferencia hacia algunas especies de plantas o árboles en la reserva, y que sólo se encuentre en estos sitios.

Sin embargo, por los escasos trabajos sobre comunidades de artrópodos en la Reserva, los coleópteros identificados en este trabajo no se habían reportado anteriormente, y se tienen pocos datos sobre ellos. Por lo anterior, se sugiere profundizar en estudios posteriores sobre la biología y ecología de estos grupos en la REPSA, para entender la dinámica de sus comunidades y tener más conocimiento sobre las causas de esta distribución diferencial.

Por otro lado, la familia Formicidae estuvo poco representada en este trabajo (sólo se registraron cuatro morfoespecies que en conjunto representan al 0.48% del

total de artrópodos). No obstante, una de ellas presentó la mayor asociación con los sitios conservados de la REPSA (Cuadro 4). Esta familia de himenópteros ha sido ampliamente utilizada como indicadores, y de manera particular, para evaluar el éxito de los proyectos de restauración, ya que frecuentemente tienen funciones clave en los ecosistemas (Underwood y Fisher, 2006).

5.3. Evaluación del estado de los sitios sujetos a restauración ecológica con base en sus comunidades de artrópodos epífitos

5.3.1. La porción centro-oeste de la zona núcleo sur oriente (SO). Debido a la escasez de estudios sobre las comunidades de artrópodos en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), y en particular del sitio SO, no se tienen registros de las identidades de los artrópodos que habitaban en este lugar antes de recubrir el sustrato para crear un camino. Por ello, se desconoce la manera en que dicho disturbio cambió a la comunidad de artrópodos epífitos asociada a ese lugar, y cómo fue modificada después de agregar una capa de roca basáltica. No obstante, los patrones que se hayaron en este trabajo respecto a los sitios perturbados y conservados confirman que los artrópodos encontrados en las zonas estudiadas son buenos indicadores de la restauración de los sitios, y nos permiten evaluar la condición de las zonas sujetas a restauración, aún cuando se tengan las limitantes mencionadas.

La idea de que al recuperar la comunidad vegetal de un sitio perturbado también se recuperará a la fauna asociada es común en algunos estudios de restauración ecológica (Gratton y Denno, 2005). Moir y colaboradores (2005) explican que el regreso de la comunidad de hemípteros de un bosque a un estado predisturbio depende principalmente de la similitud que presente el sitio bajo restauración con respecto a una zona de referencia, en cuanto a su composición vegetal y su complejidad estructural. Por ende, la restauración de la vegetación es uno de los factores que puede guiar el reestablecimiento de la riqueza y la abundancia

de hemípteros. El estudio realizado por Estañol-Tecuatl y Cano-Santana (2017), indicó que la comunidad vegetal del sitio SO fue más semejante a la que presentaron las zonas conservadas, sin embargo, al estudiar a las comunidades de artrópodos, no se reflejan los mismos resultados: los artrópodos capturados con trampas jabonosas (Farfán-Beltrán, 2016), y este trabajo, mostraron que dicho sitio fue más parecido a las zonas perturbadas. Estos resultados sugieren que la recuperación de la comunidad vegetal de un sitio perturbado en la reserva no necesariamente provoca que se recupere la fauna del lugar. Por lo anterior, resulta importante realizar evaluaciones y monitoreos que no involucren únicamente a las comunidades vegetales.

Debido a que esta zona representa un caso de restauración pasiva, ya que después de la adición de roca basáltica se dejó que este sitio siguiera con la sucesión natural (no dirigida), es probable que su proceso de recuperación sea más lento que aquel propio de los sitios que llevan un manejo frecuente dirigido a su restauración, lo cual provocó que SO presentara una comunidad de artrópodos epífitos semejante a las zonas perturbadas (Fig. 7 y 10b), además de bajos valores de diversidad de artrópodos, en comparación con los sitios de referencia (Cuadro 5).

Por otro lado, destaca el hecho de que el sitio SO se ubica cerca de zonas perturbadas y conservadas (Fig. 6), y que su proximidad con estas últimas no haya facilitado la colonización de artrópodos después de 5 años de haber añadido roca basáltica. Una explicación a esta situación es la *membresía limitada*, cuyo concepto sugiere que existen mecanismos selectivos que van a limitar la presencia de ciertas especies en algún lugar, por lo que de un conjunto de organismos que potencialmente pueden habitar un sitio, sólo lo hace una fracción (Elton, 1933). El principal mecanismo que provoca un filtro de las especies es la selección del hábitat, y posteriormente, las interacciones, como la competencia (Moreno *et al.*, 2007). En este sentido, es posible que los artrópodos que habitan las dos zonas conservadas se enfrentan a barreras que no les permiten establecerse en SO.

Debido a que SO no cuenta con un continuo manejo dirigido a su restauración, es probable que este sitio presente señales de disfunción en el futuro, pues aún es perturbado por personas que ingresan con fines recreativos (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017), por lo que es importante realizar monitoreos que permitan detectar cambios negativos.

5.3.2. La porción noreste de la zona de amortiguamiento 8 (A8). De acuerdo con monitoreos previos de las poblaciones del ortóptero *S. purpurascens* y el arácnido *N. oaxacensis* en A8, se ha encontrado que este sitio puede presentar densidades más altas que una zona núcleo de referencia (Saucedo-Morquecho, 2011; Ayala, 2014), lo cual es similar a lo encontrado en este trabajo, ya que dicho sitio presentó valores más altos de densidad en comparación con la zona de amortiguamiento 11 (A11), SO y las cinco zonas de referencia, aunque sus valores no difirieron significativamente (Fig. 12).

Una de las diferencias que se encontraron en la comunidad de artrópodos de A8 fue la dominancia del orden Coleoptera, cuya frecuencia fue mayor a la esperada en comparación con todos los demás sitios (Fig. 11). Es posible que esta particularidad se explique por las distintas acciones de restauración que se han realizado en el lugar. Antonio-Garcés (2009) reconoció cuatro subzonas en A8 basándose en la magnitud de disturbio que presentaban y el tipo de acciones de restauración que se llevaron a cabo en cada una. Debido a la gran sensibilidad de los insectos a los cambios en el medio (incluyendo aquellos provocados por actividades humanas), junto con sus cortos tiempos de vida y altas tasas reproductivas, el intervalo de tiempo que hay desde los cambios y los ajustes poblacionales ante las nuevas condiciones se minimiza (Schowalter, 2006), por lo que las singularidades que presentó A8 en cuanto a la frecuencia de los órdenes de artrópodos probablemente es el resultado de la marcada heterogeneidad de condiciones que presenta este sitio como consecuencia de actividades humanas.

Aunque se han realizado múltiples esfuerzos por restaurar A8 (Antonio-Garcés, 2009; Saucedo-Morquecho, 2011; Muñoz-Saavedra, 2013; Ayala, 2014; Peña-Mendoza, 2016), e incluso se ha tenido éxito en algunas subzonas al recuperar el sustrato basáltico (que facilita la regeneración de la comunidad vegetal [Ayala, 2014]), de acuerdo con su comunidad de artrópodos epífitos A8 es semejante a las áreas perturbadas. Es probable que la similitud que presentó con este grupo se deba a que:

a) Es un fragmento delimitado por caminos vehiculares, rodeado de edificios y centros recreativos, por lo que las fuentes de disturbio no se han eliminado por completo, puesto que aún es sometido a presiones negativas por parte de las personas que fácilmente acceden a este sitio. La semejanza que presentó con los sitios perturbados sugiere que A8 aún está sometido a disturbios que, si bien no son los mismos que afectaron a los sitios perturbados que aquí se presentaron, sí son muy frecuentes y permiten que aquellas especies de artrópodos que encuentren favorables las condiciones post-disturbio colonicen esta área.

b) Su aislamiento y, por ende, la falta de conectividad con las zonas núcleo de la REPSA son dos condiciones que contribuyen a que su composición y abundancia de artrópodos sea distinta a la que presentaron los sitios de referencia, pues aunque existen artrópodos que tienen la capacidad de trasladarse grandes distancias, lo cual les permite encontrar y colonizar otros sitios, los artrópodos braquípteros no tienen esta facilidad y enfrentan dificultades para alcanzar este sitio desde otras fuentes (Schowalter, 2006).

5.3.3. La porción sureste de la zona de amortiguamiento 11 (A11). La vegetación de este sitio no fue similar a las zonas conservadas de referencia (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017), sin embargo, los distintos atributos que fueron evaluados en este trabajo indican que su comunidad de artrópodos epífitos fue similar a la que presentaron las zonas conservadas de referencia. Por lo anterior, los resultados de

este estudio indican que la restauración de este sitio ha sido parcialmente la más exitosa.

Su cercanía con una de las zonas núcleo de la reserva (ZC1) posiblemente contribuyó a que las especies de artrópodos de la ZC1 lleguen a colonizar este sitio sujeto a restauración, lo cual promueve la presencia de especies características de los sitios de referencia en A11. No obstante, es importante señalar que los resultados de este trabajo sugieren que en los sitios sujetos a restauración, tal como en A11, la comunidad vegetal no es el único determinante de las comunidades de artrópodos epífitos.

San José-Alcalde *et al.* (2013) realizaron un monitoreo de la fauna de vertebrados en A11, A8 y una zona conservada de referencia en la REPSA, y encontraron que estos sitios albergan una diversidad semejante a esta última, lo cual indica que las comunidades de vertebrados están prácticamente recuperadas y que dichas zonas sujetas a restauración cuentan con las condiciones para favorecer la presencia y actividad de la fauna nativa.

5.4. Consideraciones finales

Dado de que las comunidades de artrópodos de las zonas conservadas presentaron una gran variabilidad entre sí (Fig. 7), se sugiere el uso de más de un sitio de referencia en futuros estudios con enfoques similares a este, ya que utilizar una zona de referencia para evaluar el estado de los sitios sujetos a restauración representa una visión insuficiente de los atributos que se desean recuperar en estos últimos, lo cual lleva a conclusiones limitadas si no se considera la gama de estados posibles a los cuales se desea que lleguen las zonas en restauración.

Por otro lado, es importante tener una visión amplia y completa del estado en el que se encuentran las zonas sujetas a restauración, considerando no sólo a la flora de los lugares sino también a los diferentes taxa que componen la fauna de estos

sitios. En particular, es relevante complementar el inventario y monitoreo de las comunidades de artrópodos haciendo uso de diferentes métodos de captura que reflejen la diversidad de diferentes estratos, puesto que es evidente que los artrópodos no responden de la misma manera a las condiciones del hábitat. Para ello, los resultados de este trabajo y los reportados por Farfán-Beltrán (2016) sirven como línea base para el monitoreo de diferentes comunidades de artrópodos en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel que permitan mejorar la evaluación de los sitios y de los trabajos de restauración.

VI. CONCLUSIONES

De acuerdo con las hipótesis que se plantearon al inicio, y con base en los resultados obtenidos, se formularon las siguientes conclusiones:

- 1) La comunidad de artrópodos epífitos de las zonas conservadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) difiere de las perturbadas por su composición y abundancia relativa, además, las primeras presentan mayor diversidad y menor densidad de artrópodos epífitos. No difieren por la riqueza de morfoespecies.
- 2) La frecuencia en que se registraron especímenes de cada orden de artrópodos dependió del tipo de sitio, por ejemplo, la frecuencia de hemípteros en las zonas perturbadas fue mayor a la esperada, así como de coleópteros en las zonas conservadas y en la zona de amortiguamiento 8 (A8), y de dípteros en la zona de amortiguamiento 11 (A11), mientras que la frecuencia de coleópteros en la zona núcleo sur oriente (SO) fue menor a la esperada.
- 3) En los sitios perturbados, conservados, A11 y SO predominan los hemípteros, en tanto que en A8 predominan los coleópteros.
- 4) El sitio A11 presentó una composición y abundancia relativa de artrópodos semejante a las zonas conservadas de referencia, mientras que el sitio A8 fue semejante a los sitios perturbados y SO presentó una comunidad de artrópodos que difiere de ambos tipos.
- 5) Los valores de riqueza de morfoespecies siguieron el siguiente patrón: zonas perturbadas = zonas conservadas de referencia > A11 = A8 > SO.
- 6) Los valores de diversidad estimada con el índice de Shannon-Wiener variaron en el siguiente sentido: zonas conservadas de referencia > A11 > A8 > SO = zonas perturbadas.

7) Las morfoespecies asociadas a los sitios perturbados fueron tres hemípteros (*C. losoplanensis*, *Amblysellus* sp. y la morfoespecie 146) y un coleóptero (*Chaetocnema* sp.). Las morfoespecies asociadas a los sitios conservados fueron dos hemípteros (morfoespecie 90 y 136), así como un coleóptero (*Melyroides* sp.) y un himenóptero (*Creमतogaster* sp.).

Lo anterior resalta la importancia y utilidad de estudiar a las comunidades de artrópodos e incorporarlas en el monitoreo de las acciones de restauración ecológica, ya que son parte fundamental de los ecosistemas y son eficientes indicadores de la recuperación de los sitios sujetos a dichos proyectos. Por otro lado, los estudios con este enfoque también destacan el valor de continuar con trabajos de conservación y restauración, pues representan una alternativa para mejorar e incluso recuperar algunas propiedades originales de los sitios perturbados, principalmente ocasionados por las actividades humanas.

LITERATURA CITADA

- Affeld, K. (2008) Spatial complexity and microclimatic responses of epiphyte communities and their invertebrate fauna in the canopy of northern rata (*Metrosideros robusta* A. Cunn.: Myrtaceae) on the West Coast of the South Island, New Zealand. Tesis de doctorado. Universidad de Lincoln. Lincoln, Pensilvania, EE. UU. 165 pp.
- Agrawal, A. A., J. A. Lau y P. A. Hambäck (2006) Community heterogeneity and the evolution of interactions between plants and insect herbivores. *The Quarterly Review of Biology*, 81: 349-376.
- Andersen, A. N. y J. D. Majer (2004) Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6): 291-298.
- Andersen, A. N., B. D. Fisher, J. L. Hoffman y R. Richards (2004) The use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology*, 29: 87-92.
- Antonio-Garcés, J. I. (2008) Restauración ecológica de la Zona de Amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J. I., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia (2009) Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. Pp. 465-481, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Ayala, M. (2014) La comunidad vegetal y abundancia de dos artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel tras cuatro años de acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 62 pp.
- Bangert, R. K., G. J. Allan, R.J. Turek, G. M. Wimp, N. Meneses, G. D. Martinsen, P. Keim y T. Whitham (2006) From genes to geography: a genetic similarity rule for arthropod community structure at multiple geographic scales. *Molecular Ecology*, 15: 4215-4228.

- Barber, N. A. y R. J. Marquis (2009) Spatial variation in top-down direct and indirect effects on white oak (*Quercus alba* L.). *The American Midland Naturalist Journal*, 162: 169-179.
- Basset, Y., V. Horlyck y J. Wright (2003) Forest canopies and their importance. Pp. 27-33, en: Basset, Y., V. Horlyck y J. Wright (eds.). *Studying Forest Canopies from Above: The International Canopy Crane Network*. Smithsonian Tropical Research Institute. UNEP. Ciudad de Panamá, Panamá.
- Bazzaz, F. A. (1996) *Plants in Changing Environments: Linking Physiological, Population, and Community Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. 332 pp.
- Begon, M., R. Townsend y J. Harper (2006) *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Inglaterra. 738 pp.
- Bennett, A. B. y C. Gratton (2013) Floral diversity increases beneficial arthropod richness and decreases variability in arthropod community composition. *Ecological Applications*, 23(1): 86-95.
- Bisevac, L. y J. D. Majer (2002) Cost-effectiveness and data-yield of biodiversity surveys. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 85: 129–132.
- Boyes, L. J., R. M. Gunton, M. E. Griffiths y M. J. Lawes (2011) Causes of arrested succession in coastal dune forest. *Plant Ecology*, 212: 21-32.
- Bray, J. R. y J. T. Curtis (1957) An ordination of upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- 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. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 198 pp.
- Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, P. E. Mendoza-Hernández, R. León-Rico, J. Soberón, E. Tovar, E. Martínez-Romero, L. Del Carmen Ruiz y A. Martínez (2006) Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle. Pp. 203-226, en: K. Oyama y A. Castillo (eds.), *Manejo, Conservación y Restauración de los Recursos Naturales en México. Perspectiva desde la Investigación Científica*. Universidad Nacional Autónoma de México y Siglo XXI. México, D.F., México.

- Cano-Santana, Z., L. A. Domínguez-Álvarez, R. L. Moyers-Arévalo, R. Velázquez-López y C. García-Jiménez (2009) La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Estudios ecosistémicos. CoFC1507e-25, en: *Memorias in extenso* [CD]. VII Congreso sobre Áreas Naturales Protegidas de México. SEMARNAT, Comisión de Áreas Naturales Protegidas y el Gobierno del Estado de San Luis Potosí. San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, jul. 13-17.
- Cano-Santana, Z., M. San José-Alcalde, M. Ayala, E. Valdez, E. Saucedo-Morquecho, A. Garmendia-Corona, J. I. Antonio-Garcés, M. Peña, M. Villeda, A. Orozco-Segovia, G. González-Rebeles y R. Muñoz-Saavedra (2010) Cambios de la vegetación y la fauna de un pedregal sometido a restauración ecológica en el centro de México. *III Simposio Internacional: Restauración Ecológica*. Santa Clara, Cuba. 13 pp.
- Carignan, V. y M. A. Villard (2002) Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78: 45-61.
- Castellanos-Vargas, I. (2001). Ecología de la oviposición de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la reserva del Pedregal de San Ángel, México, D.F. Tesis profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 115 pp.
- Castellanos-Vargas, I., N. E. García-Calderón y Z. Cano-Santana (2017) Procesos físicos del suelo en la reserva ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria: atributos para su conservación. *Terra latinoamericana* 35: 51-64.
- 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 del San Ángel. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 63: 67-74.
- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, J. A. Meave, M. Hernández-Apolinar, O. Nuñez-Castillo, G. Santibañez-Andrade y P. Guadarrama-Chávez (2009) Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. Pp. 107-117, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.

- Chao, A., K. H. Ma, T. C. Hsieh y C. H. Chiu (2015) Online Program SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). Disponible en: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell y A. M. Ellison (2014) Rarefaction and extrapolation with Hills numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45-67.
- Clements, F. E. (1916) *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation*. Carnegie Institution of Washington. Washington, D.C., EE. UU. 512 pp.
- Colautti, R. I., A. Ricciardi, I. A. Grigorovich y H. J. MacIsaac (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7: 721-733.
- Connell, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Cripps, M. G., M. Schwarzländer, J. L. McKenney, H. L. Hinz y W. J. Price (2006) Biogeographical comparison with *Lepidium draba* in its native, expanded and introduced ranges. *Journal of Biogeography*, 33: 2107-2119.
- DeSoto, L., J. M. Olano, V. Rozas y M. De la Cruz (2010) Release of *Juniperus thurifera* woodlands from herbivore-mediated arrested succession in Spain. *Applied Vegetation Science*, 13: 15-25.
- Días, R., S. L. Brito y R. López (2006) Ecosystem disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. *Biodiversity and Conservation*, 15: 25-42.
- Dunn, O. J. (1964) Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6: 241-252.
- Elton, C. (1933) *The Ecology of Animals*. Methuen. Londres. 118 pp.
- Espinosa-García, F. J. (1996). Revisión sobre la aleopatía de *Eucalyptus* L'Herit. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 58: 55-74.

- Estañol-Tecuatl, F. y Z. Cano-Santana (2017) Recovery of basalt substrate for xeric scrub restoration in a lava field in Mexico City. *Ecological Restoration*, 35(1): 41-51.
- Falk, D. A., M. A. Palmer y J. B. Zedler (2006) *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press. Washington, D.C., EE. UU. 364 pp.
- Farfán-Beltrán, M. E. (2016) Estructura de la comunidad de artrópodos en sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración ecológica en el Pedregal de San Ángel, D.F., México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 67 pp.
- Fernández y Fernández, D. (2013) Tendencias de investigación sobre estudios de artrópodos terrestres en la restauración ecológica: un análisis bibliométrico. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 108 pp.
- Forkner, R. E., R. J. Marquis y J. T. Lill (2004) Feeny revisited: condensed tannins as anti-herbivore defenses in leaf-chewing herbivore communities of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 29: 174-187.
- Fukami, T. (2010) Community assembly dynamics in space. Pp. 45-54, en: Verhoef, H. A. y P. J. Morin (eds.), *Community Ecology: Processes, Models and Applications*. Oxford University Press. Oxford, Inglaterra.
- Fulkerson, W. J., K. Slack, D. W. Hennesy 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 Journal of Experimental Agriculture*, 38: 227-240.
- Gaston, K. J. (1991) Regional numbers of insect and plant species. *Functional Ecology*, 6: 243-247.
- Gleason, H. A. (1926) The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53: 7-26.
- González-Rebeles, G. (2012) Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A11 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 81 pp.

- Gratton, C., y R. Denno (2005) Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*, 13: 358-372.
- Greenacre, M. (2008) *La Práctica del Análisis de Correspondencia*. Fundación BBVA y Recolectos. Madrid, España. 375 pp.
- Gullan, P. J. y P. S. Cranston (2004) *The Insects. An Outline of Entomology*. Tercera edición. Chapman & Hall. Londres, Inglaterra. 505 pp.
- Gurr, M. G., S. D. Wratten y M. A. Altieri (2004) *Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat manipulation for Arthropods*. CSIRO Publishing. Victoria, Australia. 232 pp.
- Halaj, J., D. W. Ross y A. R. Moldenke (2000) Importance of hábitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, 90: 139-152.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan (2001) PAST: Paleontological statistics soft-ware package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4,9. Disponible en: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hansen, R. A. (2000) Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, 81: 1120-1132.
- Hendrix, S. D., V. K. Brown y H. Dingle (1988) Arthropod guild structure during early old field succession in a new and old world site. *Journal of Animal Ecology*, 57: 1053-1065.
- Hernández-Herrerías, L. B. (2011) Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de 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, D.F., México. 52 pp.
- Hickman, C. P., L. S. Roberts y A. Larson (2001) *Integrated Principles of Zoology*. McGraw-Hill. Nueva York, Nueva York. EE. UU. 910 pp.
- Hill, M. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.

- Hill, S. B. y P. M. Kotanen (2010) Phylogenetically structured damage to Asteraceae: susceptibility of native and exotic species to foliar herbivores. *Biological Invasions*, 12: 3333-3342.
- Hodkinson, I. D. y J. K. Jackson (2005) Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5): 649-666.
- Houston, M. A. (1994) *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. 681 pp.
- Hsieh, T. C., K. H. Ma y A. Chao (2015) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). Disponible en: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>
- Humphrey, J. W., C. Hawes, A. J. Pearce, R. Ferris-Khan y M. R. Jukes (1999) Relationships between insect diversity and habitat complexity and plantation forest. *Forest Ecology and Management*, 113: 11-21.
- INE, Instituto Nacional de Ecología (2007) El Pedregal: mar de lava, refugio de flora y fauna. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/379/pedregal.html>, consultado el 23/11/15
- Kimberling, D. N., J. R. Karr y L. S. Fore (2001) Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of Eastern Washington (U.S.A). *Ecological Indicators*, 1(2): 63-81.
- Kindt, R. y R. Coe (2005) *Tree Diversity Analysis. A Manual and Software for Common Statistical Methods for Ecological and Biodiversity Studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF). Nairobi, Kenya. 196 pp.
- Kneitel, J. M. (2010) Successional changes in communities. *Nature Education Knowledge*, 3 (10): 41.
- Koivula, M. J. (2011) Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys*, 100: 287-317.

- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss y M. A. Sanjayan (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7:796–808.
- Lachat, T., S. Attignon, J. Djego, G. Goergen, P. Nagel, B. Sinsin y R. Peveling (2006) Arthropod diversity in Lama forest reserve (South Benin), a mosaic of natural, degraded and plantation forests. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3-23.
- Llorente-Bousquets, J. y S. Ocegueda (2008) Estado del conocimiento de la biota. Pp. 283-322, en: Sarukhán, J. (ed.), *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México.
- Lockwood, J. y S. Pimm (1999) When does restoration succeed? Pp. 363-392, en: Weiher, E. y P. Keddy (eds.). *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra.
- Longcore, T. (2003) Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in a coastal sage scrube (California, U.S.A.). *Restoration Ecology*, 11(4): 397-409.
- López-Gómez, V., L. Y. Jiménez-Cedillo, M. A. Blanco-Becerril y Z. Cano-Santana (2009) Ecología de la comunidad de artrópodos asociada a *Muhlenbergia robusta* (Poaceae). Pp. 441-451, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Lot, A., M. Pérez, G. Gil, S. Rodríguez y P. Camarena (2012) La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 52 pp.
- Lou, J. y J. A. González-Oreja (2012) Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana*, 56 (1-2): 3-14.
- Magurran, A. E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, Inglaterra. 256 pp.

- 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, D.F., México. 86 pp.
- McGeoch, M. A. (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181–201.
- McGeoch, M. A. (2007) Insects and bioindication: theory and progress. Pp. 144-174, en: Stewart A. J. A., T. R. New y O. T. Lewis (eds.). *Insect Conservation Biology. Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd Symposium*. CABI Publishing. Wallingford, Inglaterra.
- Moir, M. L., K. E. C. Brennan, J. M. Koch, J. D. Majer y M. J. Fletcher (2005) Restoration of a forest ecosystem: The effects of vegetation and dispersal capabilities on the reassembly of plant-dwelling arthropods. *Forest Ecology and Management*, 217: 294-306.
- Moreno, C. E., J. R. Verdú y H. T. Arita (2007) Elementos ecológicos e históricos como determinantes de la diversidad de especies en comunidades. Pp. 179-192, en: Zunino, M. y A. Melic (eds.). *Escarabajos, Diversidad y Conservación Biológica*. Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.). Zaragoza, España.
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda y N. P. Pavón (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- Mulder, C., J. Koricheva, H. Huss-Dannell, P. Hogberg y J. Joshi (1999) Insects affect relationships between plant species richness and ecosystem process. *Ecology Letters*, 2: 237-246.
- 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, D.F., México. 69 pp.
- Nava-López, M., J. Jujnovsky, R. Salinas-Galicia, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida-Leñero (2009) Servicios ecosistémicos. Pp. 51-60, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.

- Nickel, H. y J. Hildebrandt (2003) Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) - a case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 183-199.
- Novotny, V., P. Drozd, S. E. Miller, M. Kulfan, M. Janda, Y. Basset y G. D. Weiblen (2006) Why are there so many species of herbivorous insects in tropical rainforest. *Science*, 313: 1115-1118.
- Oliver, I. y A. J. Beattie (1996) Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*, 6(2): 594-607.
- Paleologos, M. F., C. C. Flores, S. J. Sarandon, S. A. Stupino y M. M. Bonicatto. (2008) Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes seminaturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología*, 3(1): 28-40.
- Peña-Mendoza, M. T. (2016) Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de animales importantes en el NE de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en respuesta a acciones de restauración ecológica. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México. 114 pp.
- Peralta-Higuera, A. y J. Prado-Molina (2009) Los límites y la cartografía. Pp. 27-42, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Pickett, S. T. A., y P. S. White (1985) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. Nueva York, Nueva York, EE. UU. 472 pp.
- Price, P. W., R. F. Denno, M. D. Eubanks, D. L. Finke e I. Kaplan (2011) *Insect Ecology. Behavior, Populations and Communities*. Cambridge University Press. Nueva York, Nueva York, EE. UU. 801 pp.
- R Core Team (2016) R: A lenguaje and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

- Ríos-Casanova, L. (1993) Análisis espacial y temporal de la comunidad de artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 73 pp.
- Rosenberg, D. M., H. V. Danks y D. M. Luhmkuhl (1986) Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 10: 773–783.
- Rueda-Salazar, A. M. y Z. Cano-Santana (2009) Artropodofauna. Pp. 171-201, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Rzedowski, J. (1954) Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 8: 59-129.
- Samways, M. J. (2005) *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. 356 pp.
- San José-Alcalde, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana (2013) Vertebrate fauna evaluation after hábitat restoration in a reserve within Mexico City. *Ecological Restoration*, 31(3): 249-252.
- 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, D.F., México. 95 pp.
- Schowalter, T. D. (1986) Ecological strategies of forest insects: the need for a community-level approach to reforestation. *New Forest*, 1: 57-66.
- Schowalter, T. D. (2006) *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Segunda edición. Academic Press. San Diego, EE. UU. 572 pp.
- Schowalter, T. D. (2011) *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Tercera Edición. Academic Press. San Diego, California, EE. UU. 633 pp.
- Schulze, C. H., M. Waltert, P. J. A. Kessler, R. Pitopang, Shahabuddin, D. Veddeler, M. Mühlberg, S. R. Gradstein, C. Leuschner, I. Steffan-Dewenter y T.

- Tscharntke (2004) Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plant, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14 (5): 1321-1333.
- Segura-Burciaga, S. (2009) Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera*. Pp. 533-538, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Şen, I. y A. Gök (2014) Leaf beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) communities of Kovada Lake and Kızıldağ national parks (Isparta, Turkey): assessing the effects of hábitat types. *Entomological Research*, 44: 176-190.
- SER, Society for Ecological Restoration International (2004) Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Disponible en: www.ser.org, consultado el 23/09/15.
- SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (2014) Listado de artrópodos. Disponible en: <http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivos/caracteristicas/biodiversidad/listado-de-especies/listado-especies-repsa-animales?showall=&start=2>, consultado el 11/08/16.
- Siebe, C. (2000) Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 104 (1-4): 45-64.
- Siegel, S., y N. J. Castellan (2001) *Estadística no Paramétrica: Aplicada a las Ciencias de la Conducta*. Cuarta edición. Editorial Trillas. México, D.F., México. 437 pp.
- Siemann, E., D. Tilman, J. Haarstad y M. Ritchie (1998) Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152: 738-750.
- Smith, R. L. y T. M. Smith (2001) *Ecología*. Sexta edición. Addison Wesley. Madrid, España. 574 pp.
- Sousa, W. P. (1984) The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.

- Southwood, T. R. E. (1972) The insect/plant relationship – an evolutionary perspective. Pp. 3-30, en: Van Emden, H. F. (ed.). *Insect/Plant Relationship*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Inglaterra.
- Southwood, T. R. E., G. R. W. Wint, C. E. J. Kennedy y S. R. Greenwood (2004) Seasonality, abundance, species richness and specificity of the phytophagous guild of insects on oak (*Quercus*) canopies. *European Journal of Entomology*, 101: 43-50.
- StatSoft, Inc. 2008. Electronic Statistics Textbook. StatSoft Corporation <http://www.statsoft.com/textbook>. Tulsa, Oklahoma, EE. UU.
- Stork, N. E. y P. M. Hammond (2013) Species richness and temporal partitioning in the beetle fauna of oak trees (*Quercus robur* L.) in Richmond Park, UK. *Insect Conservation and Diversity*, 6: 67-81.
- Strong, D. R., J. H. Lawton y R. Southwood (1984) *Insects on Plants. Community Patterns and Mechanisms*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Inglaterra. 313 pp.
- Tabares-Mendoza, O. (2012) Efecto de la complejidad estructural sobre las fuerzas descendentes en la comunidad de artrópodos asociada a *Pennisetum clandestinum* (Poaceae). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 74 pp.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbölger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Tovar-Sánchez, E. y K. Oyama (2006) Community structure of canopy arthropods associated in *Quercus crassifolia* x *Quercus crassipes* complex. *Oikos*, 112: 370-381.
- Tovar-Sánchez, E., L. Valencia-cuevas, E. Castillo-Mendoza, P. Mussali-Galante, R. V. Pérez-Ruíz y A. Mendoza (2013) Association between individual genetic diversity of two oak host species and canopy arthropod community structure. *European Journal of Forest Research*, 132: 165-179.
- Townsend, C. R., M. R. Scarsbrook y S. Dole (1997) Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to microinvertebrate

- species traits and species richness. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 531-544.
- Triplehorn, C. y N. Johnson (2005). *Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects*. Séptima edición. Thomson Learning. Belmont, California, EE. UU. 864 pp.
- Ulyshen, M. D. y J. L. Hanula (2009) Habitat associations of saproxilic beetles in the southeastern United States: a comparison of forest types, tree species and wood postures. *Forest Ecology and Management*, 257: 653-664.
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México (1983) Beneficia a la zona sur del Distrito Federal la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM*, 3 de octubre de 1997: 16-17.
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México (1997) Acuerdo por el que se reestructura e incrementa la zona de la Reserva Ecológica y se declaran las áreas verdes de manejo especial de la Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM*, 13 de enero de 1997: 15-17.
- Valencia-Cuevas, L. y E. Tovar-Sánchez (2015). Oak canopy arthropod communities: which factors shape its structure? *Revista Chilena de Historia Natural*, 88(15): 1-22.
- Valiente-Banuet, A. y E. Luna (1990) Una lista florística actualizada para la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D. F. *Acta Botanica Mexicana*, 9: 13–30.
- Villeda-Hernández, M. (2010) Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscus gratus* (Rodentia) en el área “Vivero Alto” de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 62 pp.
- Wallner, A. y C. Dietrich (2004) Importance of monitoring terrestrial arthropod biodiversity in Illinois ecosystems, with special reference to Auchenorrhyncha. Critical Trends Assessment Program 2003-2004 Arthropod Report. Illinois Natural History Survey at Urbana-Champaign. Champaign, Illinois, EE. UU.
- Waloff, N. (1980) Studies on grassland leafhoppers (Auchenorrhyncha: Homoptera) and their natural enemies. *Advances in Ecological Research*, 11: 82-215.

Wimp, G. M., W. P. Young, S. A. Woolbright, G. D. Martinsen, P. Keim y T. G. Whitham (2004) Conserving plant genetic diversity for dependent animal communities. *Ecology Letters*, 7: 776-780.

Wortley, L., J. M. Hero y M. Howes (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5): 537-543.

ANEXO I

Lista de artrópodos y UTRs encontradas en sitios perturbados, conservados y en restauración ecológica en la REPSA, Cd. Mx.

Clase	Orden	Familia	Especie	No. spp.	Claves*
Arachnida	Acari	ND	ND	1	15
Arachnida	Araneae	ND	ND	23	1-6, 8-14, 16,17, 99, 135, 169, 185, 189, 221, 258, 273.
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cercopidae	ND	2	59, 72.
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cicadellidae	<i>Amblysellus</i> sp.	1	74
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cicadellidae	<i>Chlorogonia losoplanensis</i>	1	61
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cicadellidae	<i>Draeculacephala</i> sp.	1	247
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cicadellidae	<i>Spangbergiella</i> sp.	1	60
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cicadellidae	<i>Omanolidia bistyla</i>	1	79
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cicadellidae	ND	31	7, 27, 68, 70, 71, 77, 85, 87, 90, 100, 126, 133, 136, 138, 144, 146, 152, 157, 175, 212, 216, 225, 226, 233, 236, 251, 253, 257, 259, 266, 277.
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Cixiidae	ND	1	93
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Membracidae	<i>Aconophora pallezens</i>	1	194

Anexo I. Continúa.

Clase	Orden	Familia	Especie	No.	Claves* spp.
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Membracidae	<i>Ceresa</i> sp.	1	196
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Membracidae	<i>Entylia sinuata</i>	1	81
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	Membracidae	ND	5	91, 220, 244, 256, 275.
Hexapoda	Hemiptera: Auchenorrhyncha	ND	ND	14	58, 76, 82, 96, 104, 154, 164, 178, 181, 187, 205, 227, 232, 238.
Hexapoda	Hemiptera: Sternorrhyncha	Aphididae	ND	5	80, 124, 125, 142, 246.
Hexapoda	Hemiptera: Sternorrhyncha	Psylloidea	ND	2	92, 241.
Hexapoda	Hemiptera: Heteroptera	Pentatomidae		3	170, 173, 209
Hexapoda	Hemiptera: Heteroptera	ND	ND	33	62-65, 67, 73, 75, 83, 84, 88, 89, 98, 101, 127, 134, 140, 151, 153, 156, 162, 171, 174, 186, 191, 201, 213, 214, 239, 242, 252, 267, 268, 274.
Hexapoda	Blattodea	ND	ND	1	18
Hexapoda	Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Chaetocnema</i> sp.	1	26
Hexapoda	Coleoptera	Coccinelidae	ND	4	20, 32, 33, 36, 206.
Hexapoda	Coleoptera	Curculionidae	ND	2	28, 31.

Anexo I. Continúa.

Clase	Orden	Familia	Especie	No. spp.	Claves*
Hexapoda	Coleoptera	Melyridae	<i>Melyrodes</i> sp.	1	22
Hexapoda	Coleoptera	ND	ND	28	19, 21, 24, 29, 30, 34, 35, 38, 78, 102, 122, 132, 160, 165, 177, 184, 190, 195, 202, 222, 224, 245, 245, 248, 255, 260, 269, 270.
Hexapoda	Diptera	Chironomidae	ND	1	45
Hexapoda	Diptera	Psychodidae	ND	1	120
Hexapoda	Diptera	ND	ND	44	39-44, 46-56, 66, 69, 95, 139, 143, 149, 150, 158, 166, 168, 180, 198, 203, 204, 219, 223, 234, 240, 243, 261-263, 271, 272, 278.
Hexapoda	Hymenoptera	Apidae	ND	1	137
Hexapoda	Hymenoptera	Formicidae	ND	1	276
Hexapoda	Hymenoptera	Formicidae	<i>Crematogaster</i> sp.	1	113

Anexo I. Continúa.

Clase	Orden	Familia	Especie	No.	Claves*
Hexapoda	Hymenoptera	ND	ND	40	37, 57, 94, 103, 105, 107, 108- 112, 114- 116, 118, 123, 130, 141, 145, 148, 159, 163, 167, 172, 176, 182, 183, 192, 199, 200, 208, 211, 217, 218, 228, 230, 231, 235, 264, 265.
Hexapoda	Lepidoptera	ND	ND	6	97, 106, 117, 155, 215, 254.
Hexapoda	Mantodea	Mantidae	<i>Mantis</i> sp.	1	86
Hexapoda	Neuroptera	Chrysopidae	<i>Chrysopa</i> <i>carnea</i>	1	197
Hexapoda	Neuroptera	Chrysopidae	ND	1	188
Hexapoda	Neuroptera	ND	ND	3	121, 193, 207
Hexapoda	Orthoptera	Acrididae	ND	4	23, 129, 131, 161.
Hexapoda	Orthoptera	Pyrgomorphidae	<i>Sphenarium</i> <i>purpurascens</i>	1	147
Hexapoda	Orthoptera	Tettigonidae	ND	1	249.
Hexapoda	Orthoptera	ND	ND	4	25, 128, 179, 229.
Hexapoda	Psocoptera	ND	ND	1	237
Hexapoda	Thysanoptera	ND	ND	2	119, 210

*La clave de cada especie es el número con el que se representa en el análisis de correspondencia (Fig. 7b).

ANEXO II

Matriz de similitud basada en el índice de Bray-Curtis con los datos de morfoespecies y abundancia total de cuatro sitios perturbados (P), cinco conservados (C) y tres sujetos a restauración ecológica (A11, A8 y SO) en la REPSA, Cd. Mx. Datos de octubre de 2012.

	P2	P3	P4	A11	A8	SO	C1	C2	C3	C4	C5
P1	75.4	69.56	43.43	17.94	28.75	15.43	20.32	13.63	10.98	15.20	13.91
P2	*	72.53	41.36	13.95	31.63	14.89	18.27	9.64	5.93	13.20	15.91
P3	*	*	47.16	14.25	25.71	15.38	15	8.80	5.79	11	12.51
P4	*	*	*	26.10	31.96	25.55	21.64	17.44	12.25	18.58	28.16
A11	*	*	*	*	27.49	22.58	40.54	35.37	28.25	35.88	31.95
A8	*	*	*	*	*	21.87	36.53	23.76	14.06	20.42	23.86
SO	*	*	*	*	*	*	23.52	23.67	18.82	30.23	19.21
C1	*	*	*	*	*	*	*	53.02	26.64	35.81	40.89
C2	*	*	*	*	*	*	*	*	30.33	29.21	34.69
C3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	35.64	21.74
C4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	35.48