



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**RESPUESTA DE LA COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS
EPÍFITOS A LA TALA DE EUCALIPTOS EN LOS
PEDREGALES DE CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD
DE MÉXICO, MÉXICO**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G A
PRESENTA:

MARIANA ROSENDO GONZÁLEZ

DIRECTOR DE TESIS:
DR. ZENÓN CANO SANTANA



Ciudad de México

2022



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.

*Dime si puedes oír el sonido que hace mi voz
La absorbió la oscuridad, no puede regresar
Si este mundo tiene un plan, para todos y por igual
Lo que yo pudiera sentir, de nada podría servir*

*Mis anhelos me hundieron, no podía más
Me daba por vencida
Entonces miré al cielo y pude ver
Qué infinito es*

*Comienzo a avanzar, porque es momento de correr
Puedo ya sentir mis emociones golpeando mi corazón
Ya no me detendré, a mi destino llegaré
Porque mi mañana solo yo lo quedo hacer
La respuesta que busqué
No noté que estaba justo aquí*

*No me voy a lamentar, por el tiempo que ya perdí
Es inútil solo pensar en qué me equivoqué
Son pequeñas las lágrimas que en mis manos debo llegar
Aunque triste yo me sentí ya quedó muy atrás
He llegado muy lejos desde que empecé
Caminando tras tu espalda
Si hay algo que ahora quieras encontrar
Yo lo puedo hacer*

*Incluso el día de hoy, aún puedo recordar
Las palabras con las que llegaste a tocar mi corazón
Ahora sé muy bien, la razón de mi existir*

*Y aunque antes lo dudé ahora sé muy bien quién soy
La respuesta que busqué
No noté que estaba justo aquí*

*Fue como si todo aquí hubiese sido con naturalidad
Los días que vendrán serán con seguridad felices y así
Comienzo a avanzar porque es momento de correr
Puedo ya sentir mis emociones golpeando mi corazón*

*Ya no me detendré a mi destino llegaré
Porque mi mañana solo yo lo puedo hacer
La respuesta que busqué
No noté que estaba justo aquí*

Traducción de "Sorairo Days", interpretada por
Shoko Nakagawa

AGRADECIMIENTOS

Al pueblo de México, que ha contribuido a sentar las bases para la existencia de la UNAM, universidad a la que le debo la oportunidad de realizar mis estudios. A la Facultad de Ciencias, por formar parte de esta etapa en vida.

A la REPSA, y a todas y cada una de las personas (reconocidas y no) que lucharon por crearla y quienes trabajan por resguardarla, porque gracias a su existencia este trabajo es.

Al doctor Zenón Cano Santana, por desempeñar un papel de asesor académico grandioso, por su apoyo personal e interés para culminar este trabajo. Al Biól. Luis Enrique Juárez Sotelo “Güicho”, por ser como un segundo tutor para mí y un buen amigo. A mis sinodales: los doctores Silke Cram Heydrich, Arturo García Gómez, Pedro Eloy Mendoza Hernández y Jorge Arturo Martínez Villegas por sus valiosas observaciones realizadas a partir de su enfoque particular, que ayudaron a mejorar este trabajo.

A la M. en C. Genoveva Villalobos, por el apoyo documental producto de su trabajo en el rescate y protección de la zona A2 de la REPSA. Al Biól. Jesús Morelos Rebollar por su ayuda para este trabajo complementario al suyo.

A los futuros colegas que me ayudaron a dar la última revisión a este escrito: al Biól. Marco A. Romero Romero y a Sara Geraldine Ortíz Cruz. A los profesores que a lo largo de la carrera me formaron como bióloga, pero en particular a quienes accedieron a revisar este trabajo en una etapa inicial: Roberto M. Huitzil, Gabriel A. Cosultchi, Irene Sánchez, Olivia Yáñez, Michele L. Gold, Ma. del Carmen Hernández y Rosario Santos. A los profesores y

compañeros del taller “Ecología terrestre y manejo de recursos bióticos”, quienes me enriquecieron como estudiante.

Al laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos, por la buena compañía que generó una agradable estancia, en especial por sus correcciones tempranas, al Dr. Johnattan Hernández Cumplido, al M. en C. Yury Glebskiy y al M. en C. Iván Castellanos, a quien le agradezco también por su ayuda en el campo.

A compañeros y amigos por su apoyo para realizar este proyecto y brindarme ánimos: Güicho, el Biól. Julián, Adriana, Jaqueline, Diana, Adela, Bruno, Vero, Manuel, Rebeca, Ivone, Marce, Uriel, la Biól. Elizabeth, la Biol. Alejandra, el M. en C. Manuel Edday Farfán, la M. en C. Paulina Corona Tejeda, Lita, Raziél, el Biól. Luis Gerardo “Chora” y la M. en C. Surya González.

Esta tesis fue elaborada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM, proyecto PAPIIT-UNAM 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. Asimismo, agradezco al proyecto PAPIIT-UNAM IV200117 por la beca otorgada.

Agradezco a toda mi familia por su amor y apoyarme a lo largo de mi vida. En especial a mi mamá, Margarita González García, por su guía y amor incondicional desde el inicio de mi existencia, por guiarme a Dios (a Él, por todo), por su gran labor como madre, porque este trabajo también es suyo. A mi papá, Jorge Luis Rosendo Aguilar, por todo lo que he recibido de él, sus consejos, apoyo y amor. A mi tío Manuel, por ayudarme a crecer. A mi

primo Elías, por estar conmigo. A Mati, porque aprendo de él y a mi hermanita Sofía, por serlo.

Al resto de compañeros y amigos que desde niña me han formado, por mostrarme que elegí la carrera correcta: Pablo, Alexis, Andrés, Moisés mi “Ne-sama”, Alicia, Dondiego, Pollo, Danaé, Iris, Uriel, Libertad, Julio, Kevin, Memo, Mafer, Regina, Ángel, Irais y Beto. A mis mascotas que han compartido la vida conmigo, en especial a Bellota, Trueno y Kira, por ayudarme a soportar momentos difíciles en mi carrera y existencia.

ÍNDICE

RESUMEN.....	5
1. INTRODUCCIÓN	7
1.1. La remoción de especies exóticas como acción de restauración ecológica.....	7
1.2. Los eucaliptos, beneficios y afectaciones.....	10
1.3. Los artrópodos epífitos: importancia ecológica y en la restauración	12
1.4. Efectos de la presencia de <i>Eucalyptus</i> en la estructura de la comunidad artrópodos	15
1.5. El pedregal de Ciudad Universitaria	17
1.6. Justificación.....	20
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	21
3. MÉTODOS	22
3.1. Sitio de estudio.....	22
3.2. Selección de sitios de estudio.....	23
3.3. Muestreo de artrópodos	30
3.4. Trabajo de laboratorio	31
3.5. Precipitación y temperatura.....	31
3.6. Análisis de datos	31
4. RESULTADOS.....	34
4.1. Composición de la comunidad de artrópodos epífitos	34
4.2. Riqueza y abundancia.....	35
4.3. Estructura de la comunidad	40
4.4. Ordenación y clasificación de los muestreos	43
4.5. Diversidad	45
5. DISCUSIÓN	49
5.1. Efecto de los eucaliptos sobre la comunidad de artrópodos epífitos.....	49
5.2. Los artrópodos epífitos en sitios con y sin eucaliptos	52
5.3. Los artrópodos epífitos del sitio sujeto a restauración	60
VI. CONCLUSIONES	69
VII. CONSIDERACIONES FINALES	70
REFERENCIAS	71
ANEXO 1.....	90
ANEXO 2.....	93

Rosendo-González, M. (2022). Respuesta de la comunidad de artrópodos epífitos a la tala de eucaliptos en los pedregales de Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura (Biología), Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. de México, México. 93 pp.

RESUMEN

Debido a que la introducción de árboles exóticos invasores afecta a la biota nativa es necesario llevar a cabo acciones de restauración ecológica como la extracción de estos árboles. En este trabajo se buscó conocer la respuesta de la comunidad de artrópodos epífitos en términos de riqueza, abundancia y diversidad a la tala de *Eucalyptus* spp. (principalmente *E. camaldulensis*) en la Zona de Amortiguamiento A2 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en Ciudad Universitaria. Se seleccionaron cuatro sitios de estudio: sujeto a restauración (RE), adyacente con eucaliptos (ADC) el cual está adyacente al sitio RE, independiente con eucaliptos (INC) y sin eucaliptos (SE). Se colectaron artrópodos epífitos en cuatro ocasiones: agosto de 2017 (antes de la tala en RE), octubre de 2017 (después de la tala en RE), septiembre-octubre de 2018 y agosto de 2019. Se consideraron como variables de respuesta la riqueza y abundancia de artrópodos y se realizaron: AndeVas de 2 vías para verificar la interacción entre sitios y fechas; se compararon entre sitios y fechas el número de registros únicos (*singletons*) y dobles (*doubletons*), así como la suma de éstos; se realizaron pruebas de χ^2 una para probar si la abundancia absoluta de cada grupo de artrópodos dependía de la fecha; se hizo un análisis de componentes principales (ACP) con el fin de agrupar por estructura a la comunidad de artrópodos; se construyó un dendrograma con el índice de Bray-Curtis para observar los grupos más similares; por último se construyeron curvas con el índice de Rényi para describir perfiles de diversidad en artrópodos. No hubo diferencias significativas en los análisis de ordenación para diferenciar entre los sitios con y sin eucaliptos a lo largo del tiempo. Sin embargo, en el sitio RE aumentó en un año la riqueza y

abundancia (agosto de 2017: $2.5 \pm e.e. 0.6$ spp. /m² y 5.95 ± 1.16 ind. /m² al año vs. 2018: $12.85 \pm e.e. 2.5$ spp. /m² y 24.6 ± 5.21 ind. /m² respectivamente), así como su diversidad (año 2018 RE > ADC > SE e INC). En los primeros muestreos en RE se encontraron las especies *Sphenarium purpurascens*, (Orthoptera) y *Chlorogonalia losoplanensis* (Hemiptera), así como los especímenes del orden Diptera, a los cuales se les consideró como indicadores de disturbio. Después, en agosto de 2019 se registró alta abundancia de ejemplares de Hymenoptera, Diptera, Acari, Thysanoptera y Diplopoda (los dos últimos indicadores de recuperación), y las indicadores de perturbación disminuyeron. Se concluye que, a pesar de que la comunidad de artrópodos epífitos no difiere entre sitios con y sin eucaliptos, la tala afectó de manera positiva a la comunidad pues aumentó la riqueza y abundancia, así como la diversidad en el sitio RE.

Palabras clave: eucaliptos, REPSA, monitoreo, artrópodos, riqueza y abundancia.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. La remoción de especies exóticas como acción de restauración ecológica

Diversas acciones humanas han provocado de manera directa o indirecta una reducción de la biodiversidad, lo que afecta la funcionalidad de los ecosistemas y priva a la humanidad de importantes servicios ecosistémicos (Tellería, 2013). En ciertas ocasiones los ecosistemas sufren tal deterioro que ya no pueden recuperar su trayectoria histórica de desarrollo por sí mismos, por lo que resulta imperativo realizar acciones de restauración ecológica. En este marco, la restauración ecológica es el proceso que ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Los objetivos de esta actividad son permitir que el ecosistema degradado recupere su función protectora, y productiva (Society for Ecological Restoration International [SER], 2004), así como conservar los recursos genéticos mediante la adición y recuperación de áreas en las que los organismos puedan expandirse (Bowler, 2000). Aunque este daño puede o no ser causado por actividades antrópicas, los fenómenos naturales no son tan recurrentes como los derivados de las acciones de la especie humana (SER, 2004; Veiras y Soto, 2011).

Asimismo, las actividades humanas han llevado a la introducción de especies de manera consciente o inconsciente (SER, 2004). Una especie exótica es aquella que se ha introducido fuera de su rango nativo de distribución, y ésta puede llegar a ser invasora, es decir, establecer fuertes relaciones de competencia con las especies nativas de la región, y dado su gran éxito adaptativo, terminan desplazando a las especies nativas al ocupar su área de distribución y pueden disminuir los recursos de los que se aprovechan (Ríos y Vargas, 2003; Castro-Díez *et al.*, 2004; Matos y Ballate, 2006), por lo que son reconocidas como uno

de los principales problemas para los ecosistemas naturales del planeta (Ríos y Vargas, 2003; Castro-Díez *et al.*, 2004; Vilà *et al.*, 2011; Capdevila-Argüelles *et al.*, 2013).

En México la invasión de especies exóticas se considera como la segunda causa de pérdida de biodiversidad (Sarukhán, 2009) lo mismo que a nivel mundial (Charles y Dukes, 2008; Badii *et al.*, 2015). Estas especies causan daños a nivel genético (hibridación y generación de nuevos genotipos invasores), individuo (alteraciones en comportamiento y reducción de reproducción), poblacional (cambios en la abundancia y distribución y alteraciones en la estructura), comunidad (hay alteraciones en la composición por extinciones y en la estructura, así como incidencia de depredación y parasitismo y mayor competencia interespecífica) y ecosistémico (cambios en el régimen de disturbios y afectación al medio físico) (Castro-Díez *et al.*, 2004; Capdevila-Argüelles *et al.*, 2013).

Charles y Dukes (2008) señalan que las especies exóticas invasoras afectan los servicios ecosistémicos los cuales se pueden agrupar en tres: 1) factores bióticos, alterados por una reducción en la diversidad de especies, y afectación en las interacciones bióticas, lo que conduce a posibles extinciones; 2) ciclos naturales, alterados por cambios en el flujo de energía y los ciclos de nutrientes y de agua, ya que alteran las redes tróficas, cambian la productividad, la composición y los recursos del ecosistema; 3) otros factores abióticos, como la composición atmosférica y el espacio físico del hábitat por ejemplo, de manera particular, a través del cambio en la frecuencia e intensidad de incendios, el incremento de la erosión del suelo, la alteración de los microclimas en hábitats específicos y el cambio la composición química del suelo (Fig. 1.1).

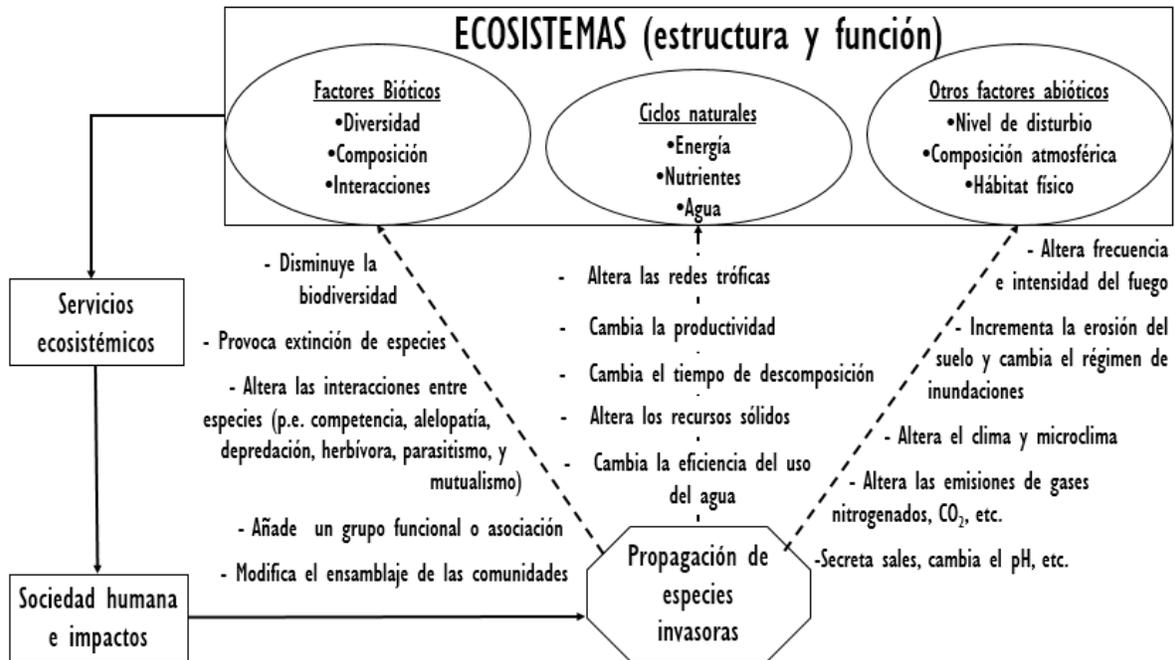


Figura 1.1. Mecanismos de alteración de los servicios ecosistémicos por la propagación de especies exóticas invasoras (modificado de Charles y Dukess, 2008).

En México se registran problemas por 1,538 especies exóticas invasoras (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2019), y para realizar una restauración ecológica se debe hacer una remoción hasta llegar a una eliminación total, mediante el reemplazo de este tipo de organismos por elementos nativos (SER, 2004).

Por otra parte, el monitoreo es una de las acciones que se llevan a cabo en un plan de restauración con el objetivo de obtener información acerca del grado de recuperación y así poder lograr la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la biodiversidad en sus distintos niveles de integración (Márquez-Huitzil, 2005; Álvarez-Icaza, 2009). Se pueden comparar patrones observados en un periodo relativamente corto de tiempo, por lo que hay que tomar en cuenta eventos extremos del pasado que hayan alterado el ecosistema. Asimismo, esta información puede analizar tendencias temporales de cambio en la cobertura

de la vegetación, o en la abundancia, riqueza o diversidad de especies, entre otras variables (Tuxill y Nabhan, 2001; Chediack, 2009).

1.2. Los eucaliptos, beneficios y afectaciones

Eucalyptus (Myrtaceae) es un género de plantas que incluye aproximadamente 789 especies (Wilcox, 1997). Su distribución original es Australia y Tasmania (Granados-Sánchez y López-Ríos, 2007), pero actualmente se encuentra en todo el mundo. Lo anterior se debe a que estos árboles se han usado para distintos fines, y han logrado acoplarse a diferentes ecosistemas del mundo; durante su historia evolutiva, las especies del género se adaptaron a suelos muy pobres y a largos periodos de sequía, porque estuvieron expuestos a duros periodos interglaciares (Beadle, 1966).

El ser humano ha obtenido varios beneficios de los eucaliptos. Por ejemplo, la madera del eucalipto blanco (*E. globulus*) se utiliza para la fabricación de papel en la península ibérica, China, Brasil e India (Veiras y Soto, 2011). También, por su rápido crecimiento, esta especie ha sido utilizada con fines de reforestación, incluso en México (Segura-Burciaga y Meave, 2001). Por otra parte, los aceites esenciales de esta especie y de *E. nitens* presentan propiedades insecticidas significativas para el control de *Sitophilus zeamais* (Coleoptera: Curculionidae): una plaga del maíz (González-Guiñes *et al.*, 2016). Además, las plantas de este género se han utilizado en medicina por sus propiedades antimicrobianas, antiinflamatorias, antioxidantes, analgésicas y antiespasmódicas asociadas al aceite 1,8-cineol (Sadlon y Lamson, 2010). También, se obtiene carbón activado de las semillas de *E. globulus*, con el cual se remueve el color, olor, sabor e impurezas orgánicas en el tratamiento de agua para el uso doméstico e industrial (Rincón-Silva *et al.*, 2015).

En contraste con los beneficios anteriores, los eucaliptos afectan a los ecosistemas cuando son introducidos y en la Tabla 1.1 se presenta una lista de los estudios que lo documentan.

Tabla 1.1 Estudios que documentan las afectaciones por los árboles del género *Eucalyptus* en el mundo.

Afectación	Referencia
Su carácter alelopático impide el establecimiento de otras plantas reduciendo la diversidad de una comunidad. Por ejemplo, <i>E. camaldulensis</i> impide el crecimiento de vegetación nativa alrededor suyo por exudado de aleloquímicos en raíces, hojas y hojarasca	Espinosa-García, 1996; Granados-Sánchez y López-Ríos, 2007
Impiden la infiltración del agua en el suelo por la acumulación de ácidos orgánicos hidrofóbicos procedentes de exudados de raíces o de la descomposición de las hojas	Doerr <i>et al.</i> , 2004
Se ha registrado un pH ácido en el suelo de plantaciones de <i>E. camaldulensis</i> , así como bajas concentraciones de calcio y magnesio y altas concentraciones de metales, fósforo y un incremento en el intercambio de sodio lo que descarta a la especie para la rehabilitación de zonas mineras	Olwolafe y Alexander, 2007
Desplazan especies nativas por no tener enemigos naturales que controlen sus poblaciones	Granados-Sánchez y López-Ríos, 2007
Se registró la muerte de abejas <i>Apis mellifera</i> L. y abejorros <i>Bombus</i> spp. por alimentarse del néctar de las flores	Espinosa-García, 1996; Cano-Santana <i>et al.</i> , 2006
Afectan el suelo pues generan cambios químicos, lo cual disminuye la diversidad vegetal. A su vez, reduce la diversidad de la mesofauna del suelo, de aves y de mamíferos	Veiras y Soto, 2011
Desplazan especies nativas por tener una alta eficiencia en aprovechamiento de agua	Afzal <i>et al.</i> , 2018

Como se ha visto, el uso de estos árboles debe ser controlado, así como su distribución, pues afecta a la vegetación nativa, lo que deriva en cambios en la estructura de las comunidades animales, incluyendo la de los artrópodos epífitos.

1.3. Los artrópodos epífitos: importancia ecológica y en la restauración

Dentro del reino animal, el phylum Arthropoda es el más diverso, con más de 1.3 millones de especies que representan el 80% de todas las especies descritas de metazoos (Zhang, 2011), e incluye, entre otros grupos, arácnidos, insectos, crustáceos y miriápodos. Los artrópodos se caracterizan por poseer un esqueleto externo articulado compuesto de quitina, con apéndices, pareados en cada uno de los segmentos y su crecimiento es mediante mudas (Ribera *et al.*, 2015). Son un grupo importante, pues tienen diferentes asociaciones biológicas y están presentes casi en todos los eslabones de las redes tróficas al incluir a polinizadores, herbívoros, reguladores de otros organismos al tratarse de depredadores o parásitos de fauna y vegetación y por último son desintegradores de materia orgánica (Yen y Butcher, 1997), así mismo, al realizar cambios físicos en el suelo controlan la disponibilidad de los recursos para otros organismos actúan como ingenieros del ecosistema (Jones *et al.*, 1994).

Los artrópodos epífitos son aquellos que habitan entre y sobre la vegetación (Tokeshi y Townsend, 1987; Paleologos *et al.*, 2008; Iermanó *et al.*, 2018). La comunidad de estos organismos puede ser estudiada mediante su monitoreo para evaluar proyectos de restauración (Majer, 1983; Jansen, 1997; Iermanó *et al.*, 2018) dadas varias ventajas que tiene su uso (ver Tabla 1.2), como el hecho de que son sensibles a la vegetación perturbada, ya que ocurren cambios en la estructura de sus comunidades en respuesta a la fenología de las plantas y a la variación de disponibilidad de recursos (Strong *et al.*, 1984; Recher *et al.*, 1996).

También se ha observado que los disturbios afectan la fisiología y comportamiento de los insectos (Varley *et al.*, 1973; Orlosfke *et al.*, 2011), lo cual se ve reflejado en cambios en su diversidad (Kremen *et al.*, 1993; Finnamore, 1996).

Tabla 1.2. Ventajas y desventajas de realizar monitoreo de artrópodos para evaluar el éxito de acciones de restauración ecológica.

Ventajas		
Característica	Descripción	Referencia
Alta diversidad específica	Al ser el grupo más diverso del planeta, es esencial su estudio para evaluar el grado de conservación y restauración de los ecosistemas	Kremen <i>et al.</i> , 1993
Alta sensibilidad	Son sensibles a los disturbios y pueden responder rápidamente a nivel individuo, especie, población y comunidad	Andersen <i>et al.</i> , 2004
Amplia distribución	Al ser cosmopolitas, se pueden hacer comparaciones	Kremen <i>et al.</i> , 1993; Andersen <i>et al.</i> , 2004
Fácil recolecta	Se reduce el costo de colecta	Andersen <i>et al.</i> , 2004
Variedad de papeles funcionales	Permite obtener información útil sobre procesos ecológicos	Kremen <i>et al.</i> , 1993; Andersen <i>et al.</i> , 2004
Tiempos generacionales cortos	Se puede obtener información de cambios poblacionales en poco tiempo	Longcore, 2003
Tamaños poblacionales grandes	Al coleccionar un tamaño de muestra apropiada no se afectan sus poblaciones	Kremen <i>et al.</i> , 1993; Longcore, 2003
Talla corporal pequeña	Son indicadores de variaciones sutiles en sus hábitats	Longcore, 2003
Fácil preservación de especímenes	Hay colecciones de referencia	Kremen <i>et al.</i> , 1993
Desventajas		
Amplio espectro del grupo taxonómico	Con la totalidad de artrópodos existen dificultades en la interpretación de datos, a diferencia de cuando sólo se trabaja con órdenes específicos	Longcore, 2003

Con el fin de describir la estructura de la comunidad de artrópodos, se han propuesto tres enfoques generales: (1) diversidad de especies, (2) interacciones de especies, y (3) organización por grupos funcionales. En el presente trabajo, sólo se tomará en cuenta el primer enfoque, donde la diversidad de especies se puede representar mediante el total de especies (riqueza), una medida que indica la variedad de especies en una comunidad (diversidad α). La riqueza de especies se puede estandarizar midiendo el número de especies por unidad de área (Schowalter, 2011). Además, se analizará la estructura de la comunidad, la cual se puede estudiar observando los cambios de abundancia de especies a través del tiempo. También se estudiarán los cambios a corto y mediano plazo (cambios anuales), los cuales reflejan la respuesta de la comunidad a los cambios ambientales (Schowalter, 2016).

En la Tabla 1.3 se mencionan los factores que determinan la estructura de la comunidad de artrópodos con sus estudios.

En diversos estudios que han tomado a los artrópodos como sujeto de estudio para la evaluación de la restauración ecológica, se ha encontrado que la riqueza y la abundancia de artrópodos difieren entre sitio con y sin manejo de restauración, de tal modo que los esfuerzos de restauración son los que favorecen el establecimiento de las comunidades de artrópodos nativas (Jansen, 1997; Orlosfke *et al.*, 2011).

Tabla 1.3 Factores que influyen en las características de las comunidades de artrópodos.

Factor	Estudio
Variación temporal	Recher <i>et al.</i> (1996) estudiaron los cambios de la comunidad de invertebrados a lo largo de 2 años y se observó que la abundancia de los grupos funcionales respondía a la disponibilidad de recursos, así como a la variación de precipitación anual
Naturaleza de la vegetación (nativa o introducida)	Fork <i>et al.</i> (2015) compararon bosques de robles nativos de California, EE. UU. con monocultivos de eucaliptos y encuentran que hay una mayor riqueza en los bosques nativos
Dosel de la especie	Moran y Southwood (1982) encuentran una uniformidad en la proporción de especies depredadoras registradas en Sur África y Gran Bretaña sobre especies de árboles que se muestrearon en ambos países
Morfología foliar	Moran y Southwood (1982) observaron diferencias en la composición taxonómica en cada especie atribuido al fenotipo del dosel
Variación en altitud, latitud y relieve	Reynolds y Crossley (1997) descubrieron que la defoliación disminuye conforme se aumenta la altitud sobre el nivel del mar, pero también disminuye en el dosel alto. Las abundancias de herbívoros y depredadores también disminuyen conforme aumenta la altitud
Micrositio y su microambiente	Pereyra (2016) encuentra que el número de nidos de hormigas, riqueza y diversidad cambió en un gradiente de micrositos: matriz de cultivo, borde e interior de los fragmentos de bosque, siendo menores los valores de los parámetros en el cultivo.
Estado sucesional del ecosistema	Schowalter (1995) observó que los invertebrados pueden diferir taxonómicamente pero no en gremios funcionales desde un bosque maduro hasta un bosque casi destruido por el huracán Hugo en Puerto Rico en 1989
Grado de disturbio	Schowalter y Ganio (1999) encontraron que la comunidad de invertebrados difirió taxonómicamente entre sitios sin disturbio y sitios afectados por el huracán Hugo en Puerto Rico en 1989
Diversidad genética de la planta hospedera	Tovar-Sánchez y Oyama (2006a, b) registraron que, entre dos especies de <i>Quercus</i> y sus híbridos, la comunidad de artrópodos es diferente. En particular, la abundancia de Lepidoptera (defoliador) e Hymenoptera (formador de agallas) se distribuye en un gradiente entre los árboles, teniendo una infestación intermedia los híbridos

1.4. Efectos de la presencia de *Eucalyptus* en la estructura de la comunidad de artrópodos

En diversas partes del mundo se ha encontrado que los eucaliptos modifican la estructura de la comunidad de artrópodos, por ejemplo, en los bosques de Canadá (Ferreira y Marques,

1998) y de robles nativos de California (Fork *et al.*, 2015) la riqueza de artrópodos es mayor respecto al que registran monocultivos de eucaliptos, lo cual puede deberse a que el ambiente nativo es más complejo en términos de la vegetación (Maestri *et al.*, 2013). En contraste, en otro estudio realizado en Brasil, se encontró que, mientras la abundancia de los artrópodos era mayor en un matorral nativo que en un monocultivo de eucalipto, la riqueza de éstos fue mayor en el monocultivo (Palomino, 2009).

Se ha reportado que en el matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Ciudad de México, la densidad poblacional del chapulín *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) disminuye en un sitio al que se le han removido los eucaliptos (Muñoz-Saavedra, 2013) este organismo fue catalogado años después como especie indicadora de perturbación de acuerdo con Farfán-Beltrán (2015) y Corona-Tejeda (2017), ya que registraron que el chapulín presenta afinidad por sitios perturbados en la REPSA. Respecto al resto de artrópodos, el mismo autor, encontró que la estructura de la comunidad de artrópodos es más parecida entre sitios perturbados que entre conservados; entre ambos tipos de sitios sí hay diferencias significativas; así mismo la riqueza de artrópodos no difirió significativamente entre áreas sujetas a restauración y perturbadas pues, en un sitio sujeto a restauración, a pesar de tener una cobertura vegetal similar a sitios conservados. Por otra parte, Corona-Tejeda (2017) reporta que la composición y abundancia relativa de artrópodos difiere entre zonas perturbadas y conservadas además de que éstas presentan más diversidad, sin embargo, no hubo diferencias en la riqueza. También obtuvo diferencias en la abundancia de morfotipos dependiendo del tipo de sitio.

1.5. El pedregal de Ciudad Universitaria

Historia. El pedregal de Ciudad Universitaria (CU) es parte de la porción del derrame de lava conocido como Pedregal de San Ángel resultado de la erupción del volcán Xitle ocurrida hacia el año 280 ± 35 d.n.e. (Siebe, 2009). Una gran parte del pedregal de CU está bajo protección de la REPSA desde 1983 (REPSA, 2019), aunque en el resto de CU aún subsisten decenas de pedregales denominados remanentes que mantienen una geo y biodiversidad nativa (Lot *et al.*, 2012). La REPSA consta de tres zonas núcleo (Oriente, Poniente y Sur Oriente) y 13 zonas de amortiguamiento (A1 hasta A13); y conserva biodiversidad silvestre de matorral que coexiste con la Ciudad de México, uno de los sistemas urbanos más complejos y contaminados del mundo (UNAM, 2005). El ecosistema ofrece diversos servicios ambientales de provisión, regulación, culturales y de soporte (Nava-López *et al.*, 2009).

Disturbios. Los pedregales de Ciudad universitaria son vulnerables a diferentes disturbios, ya que se han tomado como depósito de desechos de jardinería, residuos de obras de construcción; asimismo, sufren extracción de fauna y flora, fragmentación, incidencia de fauna doméstica feral (perros y gatos) capaz de consumir y transmitir enfermedades a la fauna nativa e introducción de flora exótica, entre otras amenazas (Lot *et al.*, 2012).

Una de las especies exóticas invasoras que más perjudica al ecosistema nativo del pedregal es *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. (Myrtaceae) (Lot *et al.*, 2012), la cual fue introducida en 1951 con fines de reforestación (Segura-Burciaga y Meave, 2001). Sin embargo, con el tiempo la población de estos árboles aumentó, llegando a ocupar 8% de la cobertura vegetal de la REPSA (Segura-Burciaga, 1995). Posteriormente, se observaron los

efectos negativos y la perturbación que estaba causando al ambiente, pues su presencia provocó una disminución en la disponibilidad y calidad de radiación solar para las plantas que crecen bajo sus copas; además, modificaron la calidad del suelo por formación de un mantillo profundo de materiales de lenta descomposición (Segura-Burciaga, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2006).

Trabajo de restauración. En 1991 se creó el programa: Programa de Mejoramiento Ecológico del Campus el cual incluía un subprograma de Control de Eucaliptos, para 2001 año en que se suspendió el programa, se talaron casi el 60% del total de eucaliptos en la zona urbana de Ciudad universitaria siendo reemplazados por especies nativas del pedregal o encinos para brindar sombra, y para la Reserva se realizó un conteo aproximado de una tala de 1,000 eucaliptos de 3,000 existentes, los cuales no fueron sustituidos, con el fin de una recuperación natural del ecosistema (Segura-Burciaga, 2009).

En 2005 se iniciaron una serie de actividades encaminadas a restaurar las áreas deterioradas de la REPSA y a monitorear a largo plazo los cambios registrados en la comunidad vegetal, artrópodos y vertebrados dominantes en el ecosistema (Cano-Santana *et al.*, 2010).

Por otra parte, la Secretaría Ejecutiva de la REPSA (SEREPSA) ha apoyado varios proyectos científicos con el fin de conservar el ecosistema, por ejemplo, en 2007 se inició el programa ProREPSA (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019), cuyo objetivo es promover que las dependencias y entidades universitarias aledañas a la reserva adopten el área de pedregal con la que colindan de manera voluntaria y permanente para su conservación, en especial los pedregales remanentes y también las zonas de amortiguamiento

de la Reserva, los cuales son espacios definidos con el objetivo de minimizar el impacto de actividades humanas que se realizan en el entorno inmediato a las zonas núcleo (Hall y Rodgers, 1992). Desde esa fecha se han realizado actividades de restauración como: la identificación de especies nativas y exóticas, la extracción de basura y de especies exóticas, creación de acervos fotográficos, talleres de divulgación y sensibilización de la importancia del pedregal y visitas guiadas, entre otras (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019).

También se han creado de manera independiente, asociaciones estudiantiles como PRO Pedregal-Ciencias, que busca la conservación de remanentes de pedregal de la Facultad de Ciencias. Esta asociación se creó en 2013 y desde ese año se realizan trabajos de restauración como las mencionadas anteriormente y proyectos de divulgación con el fin de involucrar a la comunidad de esta facultad (PRO Pedregal – Ciencias, 2021).

En 2016, la REPSA incluye en el programa ProREPSA a voluntarios de diferentes carreras de la UNAM a hacer su servicio social en el área de amortiguamiento A2 para realizar sobre todo extracción de basura y especies exóticas (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019). Posteriormente, en 2017, se ejecutó el proyecto PAPIIT-UNAM IV200117 “Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria” a cargo de los doctores Luis Zambrano, Zenón Cano-Santana y Alicia Castillo, el cual busca establecer las bases para vincular tres líneas de investigación (Zambrano *et al.*, 2018): 1) la interacción ecológica de las reservas con las ciudades, para generar nuevas hipótesis sobre los patrones y procesos de la dinámica del ecosistema y establecer un programa de monitoreo de largo plazo y se busca evaluar las acciones de restauración de la REPSA y su interacción con la difusión y la participación social; 2) la educación ambiental que evalúe la transmisión del conocimiento adquirido; y 3) la participación de la comunidad

universitaria en la planeación, la conservación y gestión del pedregal. Este proyecto ha apoyado trabajos desde registro de especies hasta análisis de acciones de restauración, por lo que es de gran importancia para lograr la conservación de este valioso ecosistema y otros proyectos fuera de esta localidad. En el marco de este proyecto se llevó a cabo este trabajo.

Por otra parte, Figueroa-Aquino (2020) menciona que los eucaliptos proporcionan un sitio de percha para las aves residentes y migratorias que habitan en el Pedregal de San Ángel, propone una remoción gradual de los eucaliptos sustituyéndolos por árboles nativos.

1.6. Justificación

La introducción de especies exóticas invasoras, al perturbar los ecosistemas, provoca que haya una importante necesidad de realizar acciones de restauración ecológica (SER, 2004) con un monitoreo continuo que evalúe el grado de recuperación y efectividad de las estrategias (Márquez-Huitzil, 2005).

El ecosistema del Pedregal de San Ángel es valioso dado los servicios ambientales que ofrece (Nava-López *et al.*, 2009), además, alberga al menos 817 especies de artrópodos (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009). Dado que los eucaliptos son una fuente de perturbación, el monitoreo realizado con el objetivo de conocer la respuesta de la comunidad de artrópodos a la tala de estos árboles, es de gran importancia: primero, a nivel local, porque el manejo en un área de amortiguamiento puede afectar de forma notable las áreas núcleo de la REPSA, segundo, a nivel global, ya que hay pocos estudios que analicen este fenómeno y, en tercer lugar, para conocer si la respuesta de los artrópodos epífitos indica el grado de conservación gracias a las características que poseen estos animales.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de este trabajo es analizar los cambios en la estructura de la comunidad de artrópodos epífitos en respuesta a la tala de eucaliptos en el área de amortiguamiento A2 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA).

Por otra parte, los objetivos particulares son los siguientes:

1. Asociar la respuesta de la comunidad de artrópodos epífitos a la tala de eucaliptos.
2. Verificar la respuesta de la comunidad de artrópodos epífitos a los cambios de la vegetación registrados por Morelos-Rebollar (2019) que ocurrieron después de la tala.
3. Comparar la estructura de las comunidades de artrópodos epífitos en sitios con eucaliptos y un sitio sin ellos en tres años consecutivos (2017, 2018 y 2019).
4. Comparar la estructura de la comunidad de artrópodos epífitos en el sitio sujeto a restauración en tres años consecutivos (2017, 2018 y 2019).

Las hipótesis que se formulan en este trabajo son las siguientes:

1. Si los artrópodos están asociados a los efectos negativos del eucalipto, se observarán diferencias en la estructura de la comunidad de artrópodos entre zonas en presencia y ausencia de estas plantas exóticas invasoras.
2. Si los eucaliptos provocan un disturbio en el ecosistema, entonces su remoción en una parte del sitio A2 permitirá que la comunidad de artrópodos sea más parecida al sitio que carece de estas plantas exóticas.

3. MÉTODOS

3.1. Zona de estudio

Este estudio se llevó en los pedregales de Ciudad Universitaria (C.U.; el *campus* principal de la Universidad Nacional Autónoma de México), localizada en la alcaldía Coyoacán, Ciudad de México (Fig. 3.1), en particular en las zonas de amortiguamiento de la REPSA y en un fragmento de pedregal remanente (conocido como “El Molotito”), adyacente a las instalaciones de la Facultad de Ciencias, institución que lo adoptó y lo protege desde el 5 de junio de 2019 (UNAM, 2019; Mendoza-Hernández *et al.* 2022).

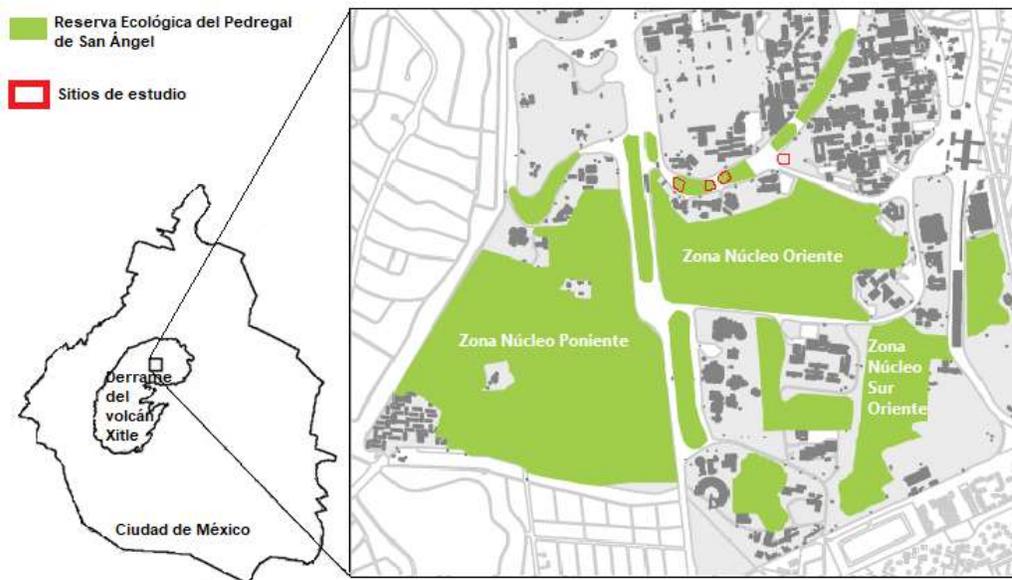


Figura 3.1. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (modificado de Lot *et al.*, 2012). Las zonas de amortiguamiento están en verde y sin nombre. Los sitios muestreados están en rojo.

La REPSA cubre 237.3 ha de C.U. y se ubica entre los 19° 18' 21'' y 9° 20' 11'' norte, y 99° 10' 15'' y 99° 12' 4'' oeste, a una altitud que va de 2,270 a 2,349 m s.n.m. El clima de C.U. es templado subhúmedo y tiene dos épocas, una lluviosa de junio a octubre y

otra seca de noviembre a mayo, con una temperatura media anual de 15.6 °C y una precipitación media anual de 833 mm (UNAM, 2019). La vegetación dominante original es de matorral xerófilo; el sustrato es de roca volcánica y la superficie es pedregosa y el suelo es somero (REPSA, 2019).

3.2. Selección de sitios de estudio

Se seleccionaron cuatro sitios de estudio de 40 × 40 m (Fig. 3.2), tres de ellos localizados en la Zona de Amortiguamiento A2 (Circuito Exterior Sur) de la REPSA: (1) sitio sujeto a restauración (RE) donde se talaron 21 eucaliptos como acción de restauración ecológica el 23 de octubre del 2017; (2) adyacente con eucaliptos (ADC) ubicado junto al sitio RE para observar los cambios de la comunidad de artrópodos de un sitio que tiene eucaliptos y está adjunto al que se le talaron, y (3) independiente con eucaliptos (INC) separado de los dos primeros por un retorno vehicular y se eligió como un sitio control con eucaliptos y que no fuera afectado por la tala planeada para el sitio RE. El cuarto sitio, ubicado en “El Molotito”, fue el denominado sin eucaliptos (SE), el cual se eligió como sitio control ya que nunca ha tenido eucaliptos.

Los sitios RE y ADC se encuentran en el camellón de la Zona de Amortiguamiento A2 (Circuito Exterior Sur) que ha sido sujeta desde 2007 a acciones de restauración dirigidas por la M. en C. Genoveva Villalobos Contreras del Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología (ICAT), y el Dr. Ulises Torres Sánchez de la Escuela Nacional de Trabajo Social (ENTS) en el marco del Programa ProREPSA (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019).



Figura 3.2 Sitios de estudio: sujeto a restauración con tala de eucaliptos (RE), adyacente con eucaliptos (ADC), independiente con eucaliptos (INC) y sin eucaliptos (SE). Elaboración propia sobre foto de Google MyMaps (2022).

La zona que ocupan ambos sitios de estudio, al estar entre paso vehicular como peatonal, es vulnerable a varios disturbios: el depósito de basura y de restos de jardinería, introducción de vegetación exótica, incidencia de fauna doméstica feral y contaminación sonora y lumínica, entre otras. Las actividades para disminuir los impactos negativos han sido los siguientes: identificación y registro de especies nativas e introducidas (desde 2007), control de plantas exóticas (como *Nicotiana glauca*, *Leonotis nepetifolia* y *Ricinus communis*, entre otras también desde el 2007), protección de vegetación nativa (como *Agave salmiana* desde 2007), jornadas de limpieza de basura (desde 2008), remoción por tala de árboles exóticos (como *Schinus molle* y *E. camaldulensis*, llegando a sacar de 12 a 24 kg de peso seco en ramas por año desde 2009), extracción de ejemplares jóvenes de *E. camaldulensis*, *Jacaranda* sp. y *S. molle* (desde 2012), tala de 21 eucaliptos (en octubre de

2017, a cargo del proyecto PAPIIT-UNAM IV200117) (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019). Las acciones se mantuvieron hasta antes de la emergencia sanitaria en 2020 provocada por el virus SARS-CoV-2, pero se reiniciaron el 7 de diciembre del 2021 con la extracción de ramas de rebrotes de eucaliptos (G. Villalobos-Contreras, com. pers.).

Otros rasgos de los sitios RE y ADC, así como de los dos restantes se describen a continuación.

1) Sitio sujeto a restauración (RE) (Fig. 3.3). Se caracteriza porque el 23 de octubre del 2017 se llevó a cabo la tala de 21 eucaliptos a ras del suelo bajo el proyecto PAPIIT-UNAM IV200117; después, entre el 6 de noviembre de 2017 y el 3 de octubre de 2019 se llevó a cabo un programa de extracción de ramas en rebrote, a cargo de G. Villalobos-Contreras (ver Tabla 3.1). La superficie es pedregosa y el suelo muy somero y hay hondonadas de hasta 2 m de profundidad, así como planicies de roca expuesta de hasta 10 m² y un espacio donde se revistió de roca basáltica al quitar una subestación eléctrica el cual mide aproximadamente 100 m² (Fig. 3.3d). Las especies dominantes son *Pittocaulon praecox*, *Buddleja cordata* y *S. molle*. La cobertura de *E. camaldulensis* se redujo de un 8.8 % (en 2017 antes de la remoción) a 1.7 % en 2018 (Morelos-Rebollar, 2019). Durante los muestreos se observó la presencia evidente de *Leonotis nepetifolia*, *Calochortus barbatus*, *Dahlia coccinea*, *A. salmiana*, *Echeveria gibbiflora*, *Phlebodium araneosum* y *Cenchrus clandestinus*, este último sobre todo cubriendo 2 a 3 m en la zona exterior sobre todo en zonas planas. En la Figura 3.3 se observa la evolución de la vegetación del sitio desde agosto de 2017 a agosto de 2019. En octubre de 2017 se observa cómo fue devastada la vegetación por trabajadores que realizaron la tala de eucaliptos (Fig. 3.3b). Villalobos-Contreras y Torres-Sánchez (2017) reportan remoción de varias especies vegetales, entre las que se encuentran: *B. cordata*, *Montanoa*

tomentosa, *Tillandsia recurvata*, *P. praecox*, *Commelina* spp., *Dioscorea galeottiana*, *Echeveria gibbiflora*, *Phytolacca icosandra*, *Opuntia* spp., *Ipomoea purpurea*, *Tigridia pavonia*, *Cissus sycioides*, *Casuarina* sp., *Oxalis* spp., convolvuláceas y helechos. En 2018 se observa una recuperación de la vegetación (Fig. 3.3c), aunque por falta de tala de los tocones de eucaliptos, los rebrotes tuvieron una altura de hasta 4 m (Morelos-Rebollar, 2019). En agosto 2019 se vuelve a retomar la remoción de rebrotes de eucaliptos (Tabla 3.1.), aunque hubo algunos ejemplares que registraron alturas de rebrotes de 4 m (obs. pers.).

Tabla 3.1. Número y tamaño de los rebrotes en tocones de eucaliptos localizados en la zona RE del área A2 de noviembre de 2017 a agosto de 2019 (Villalobos-Contreras, 2019).

Fecha	6-nov-2017	15-ago-2019	5-sep-2019	12-sep-2019	19-sep-2019	3-oct-2019
No. de rebrotes	2	373	315	24	337	3
Intervalo de longitud (cm)	100–120	8-800	16–52	12-18	10-40	28-63

2) Sitio adyacente con eucaliptos (ADC) (Fig. 3.4) se encuentra al extremo oriental del camellón (ver Fig. 3.2), a 124 m del sitio RE. En este sitio dominan *M. tomentosa*, *E. camaldulensis* y *S. molle* (Morelos-Rebollar, 2019). Durante los muestreos se notó una abundancia considerable de: *L. nepetifolia* (cola de león), *Dioscorea galeottiana*, *Ipomea purpurea*, *B. cordata*, *Opuntia* sp. y en sus bordes el pasto *C. clandestinus*.

3) Sitio independiente con eucaliptos (INC) (Fig. 3.5). Se ubica en el camellón oriental de la zona A2. Se encuentra separado de los sitios RE y ADC por un retorno vehicular a 25 m. Topográficamente exhibe una serie de hondonadas de hasta los 3 m. Es afectado por la existencia de un cruce peatonal, un estacionamiento y una bahía de descenso vehicular. Se detecta depósito de desechos en bolsas grandes de plástico, Los elementos florísticos

dominantes son *E. camaldulensis*, *M. tomentosa* y *P. praecox* (Morelos-Rebollar, 2019). Durante los muestreos detectó la presencia de *L. nepetifolia*, *I. purpurea*, *Sicyos deppei*, *D. coccinea*, *B. cordata* y en los bordes el pasto *P. clandestinus*.



Figura 3.3 Vista del sitio sujeto a Restauración (RE). (a) agosto de 2017 (foto: A. Trejo-Mellado) donde se observa al fondo eucaliptos de gran altura. (b) octubre de 2017 (foto: G. Villalobos-Contreras). (c) octubre de 2018 y (d) agosto de 2019 (fotos: M. Rosendo-González).



Figura 3.4. Vista del sitio Adyacente con eucaliptos (ADC). Foto: M. Rosendo-González.



Figura 3.5. Vista del sitio Independiente con eucaliptos (INC). Foto: M. Rosendo-González.

4) Sitio sin eucaliptos (SE) (Fig. 3.6). Se ubica a 465 m en línea recta del sitio RE, a 324 m de ADC y a 273 m de INC. Es conocido como “El Molotito” por la comunidad de la Facultad

de Ciencias. Está delimitado por una malla metálica y fue seleccionado para ser un sitio control por carecer de eucaliptos. Maravilla-Romero y Cano-Santana (2009) lo reportan como conservado, aunque durante los muestreos presentó una cantidad considerable de basura inorgánica en el borde, además de desechos de jardinería. Su topografía es sumamente accidentada, sobre todo en el centro con grandes oquedades, grietas y hondonadas. Las especies de plantas dominantes en este sitio son tepozán *B. cordata*, *P. praecox* y *E. gibbiflora* (Morelos-Rebollar, 2019) y durante los muestreos se detectó la dominancia de *L. nepetifolia*, *D. coccinea* y en los bordes el pasto *P. clandestinus*.



Figura 3.6. Vista del sitio Sin eucaliptos (SE). Foto: M. Rosendo-González.

En este sitio se han hecho acciones de restauración ecológica desde 2013 por la asociación estudiantil PRO Pedregal-Ciencias, las cuales han consistido en la observación e identificación de especies nativas y extracción de basura y de especies exóticas en los alrededores de este ecosistema. En 2017, a causa de la observación de trabajo de maquinaria para extender el estacionamiento de profesores (proyecto frenado por estudiantes), surge el grupo “Estudiantes interesadas en la protección, visibilización y conservación del pedregal”, que junto con PRO Pedregal-Ciencias, desde ese año, han realizado cinco jornadas de

restauración y seis eventos de divulgación del pedregal (Mendoza y Núñez, 2020). Como resultado de los esfuerzos estudiantiles se logró la adopción de los pedregales remanentes de la institución, entre ellos, “El Molotito”, el 5 de junio del 2019 (UNAM, 2019; Mendoza-Hernández *et al.*, 2022).

3.3. Muestreo de artrópodos

Se realizaron cuatro muestreos de artrópodos en los cuatro sitios: en agosto de 2017 (antes de la remoción de eucaliptos en el sitio RE), en octubre del mismo año después de la remoción, en septiembre-octubre de 2018 y en agosto de 2019. Se colectó en un horario de 10:00 a 14:00 h (López-Gómez *et al.*, 2009) en parcelas de 1,600 m² (40 × 40 m) en 20 cuadros seleccionados al azar de 1 m² y golpeando la vegetación con una red entomológica durante 1 min para capturar el mayor número de artrópodos sin que escaparan (Márquez, 2005).

La colecta se llevó a cabo con una red de golpeo hecha de tela de algodón; se colectó sobre vegetación baja (pastos principalmente) y a media (arbustos), con la intención de coleccionar todos los artrópodos posibles que estuvieran en ese metro cuadrado; si se encontraba con un objeto inamovible como roca o tronco se golpeaba con más cuidado, pero si era una especie vegetal con espinas como nopal o agave se rodeaba. Después de capturar a los organismos se metieron a una bolsa de plástico con la vegetación que hubiera quedado en la red con el objetivo de evitar la salida de los artrópodos.

Los especímenes colectados incluyeron desde mesofauna (artrópodos de entre 0.1 mm y 2 mm de tamaño) hasta macrofauna y se depositaron en una bolsa de plástico donde

después fueron sacrificados con acetato de etilo que se colocó con algodón en la bolsa para separarlos de la vegetación y pasarlos a frascos con alcohol al 70%.

3.4. Trabajo de laboratorio

Los especímenes se preservaron en frascos con etanol al 70% para su posterior identificación. Para ello, se utilizó un microscopio estereoscópico, guías de identificación: Borror y White (1998), McGavin (2000) y claves dicotómicas: Hongfu (1949) y Triplehorn y Johnson (2005). Los ejemplares se separaron por orden y por morfoespecie.

3.5. Precipitación y temperatura

Se obtuvieron datos de precipitación y temperatura media mensual en la Ciudad de México de los tres años de muestreo del Sistema Meteorológico Nacional (CONAGUA, 2022) ubicado en el Observatorio Meteorológico y Astronómico de México.

3.6. Análisis de datos

En el resto del presente trabajo se nombrará a la densidad de especies (número de especies por m²) como riqueza y a la densidad de individuos (número de especímenes por m²) como abundancia de artrópodos.

Para verificar la interacción entre sitios y fechas se aplicaron AndeVas de 2 vías una sobre la riqueza y otra sobre la abundancia. En caso de encontrar diferencias significativas se aplicaron pruebas *post-hoc* de Tukey. Dado que la riqueza y la abundancia fueron variables discretas, éstas se transformaron con la ecuación:

$$x' = \sqrt{0.5 + x}$$

Adicionalmente, se compararon entre sitios y fechas el número de registros únicos (*singletons*) y dobles (*doubletons*), así como la suma de éstos.

Se realizaron pruebas de χ^2 de independencia una para probar si la abundancia absoluta de cada grupo de artrópodos dependía de la fecha, para lo cual se calcularon las frecuencias esperadas (número de especímenes) con una tabla de contingencia de k (grupos de artrópodos) \times 4 (fechas de muestreo), la segunda prueba fue para observar los cambios sólo en el sitio RE, calculando las frecuencias esperadas (número de especímenes) con una tabla de contingencia de k (grupos de artrópodos) \times 3 (fechas de muestreo, donde se omitió el segundo muestreo para evitar ruido pues el sitio estaba prácticamente destruido; ver Fig. 3.3b). En ambos análisis se cuidó que menos del 20% de las casillas registraran valores menores a 5 y, en caso de haber una relación significativa, se hizo una prueba *post-hoc* de residuos estandarizados (Siegel y Castellan, 2001).

Adicionalmente, se hizo un análisis de componentes principales (ACP) con los datos de abundancia de cada morfoespecie en cada sitio y fecha para obtener un ordenamiento espacio-temporal con en el programa PAST 4.

Por otra parte, se construyó un dendrograma con el índice de Bray-Curtis para comparar las comunidades registradas en cada sitio y fecha de colecta con los datos de abundancia absoluta de cada morfoespecie de artrópodos en el programa PAST 4.

Se construyeron curvas con el índice de Rényi como se ha hecho para describir perfiles de diversidad en artrópodos (Díaz *et al.*, 2007; Gómez, 2008; Salazar *et al.*, 2017),

éste permite graficar valores contra un parámetro de escala (α) el cual varía dependiendo de la ocurrencia de especies raras a abundantes conforme aumenta el parámetro: $\alpha = 0$ representa la riqueza, $\alpha = 1$ ofrece la diversidad verdadera de Shannon y $\alpha = 2$ ofrece el índice de diversidad de Simpson (Rényi, 1961). La interpretación se realiza de la siguiente manera: La comunidad A es más diversa que la comunidad B ($A > B$) si el perfil de diversidad A está por arriba del perfil B. Si los perfiles, se intersectan, se dice que “no son comparables”, es decir, que pueden encontrarse dos índices de diversidad que ordenan las comunidades de manera diferente. En este trabajo se comparó y ordenó la diversidad entre los cuatro sitios por fecha de colecta. El análisis se realizó en PAST 4.

4. RESULTADOS

4.1. Composición de la comunidad de artrópodos epífitos

Se encontraron en total 4 070 ejemplares que fueron clasificados en 473 morfoespecies de al menos 18 órdenes incluidos en las clases Arachnida, Collembola, Diplopoda, Insecta y Malacostraca (anexo 1). Hubo 17 morfoespecies que se agruparon en el orden Acari (Arachnida); así mismo, se encontraron cuatro morfoespecies de la clase Diplopoda de los que no se identificó el orden.

Los órdenes más abundantes fueron: Orthoptera (33.8 %), Hemiptera (28.4 %), Diptera (13.3 %), Coleoptera (5.2 %), Hymenoptera (4.08%) y Araneae (3.4 %), pues el resto de los órdenes representaron en conjunto 6.4% de los ejemplares (Fig. 4.1a).

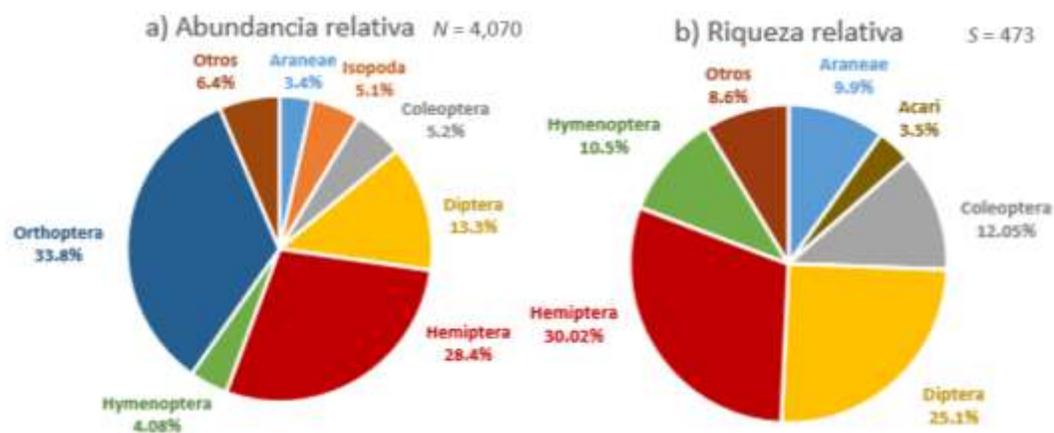


Figura 4.1. a) Abundancia relativa de artrópodos ($N = 4,070$). En “Otros” se incluyen los grupos que aportan < 3 % de la abundancia por sí solos (Pseudoescorpiones, Escorpiones, Symphyleona, Entomobryomorpha, Isopoda, Diplopoda, Blattodea, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Phasmatodea, Psocodea, Thricoptera y Thysanoptera). b) Riqueza relativa de cada orden ($S = 473$). En “Otros” se incluyen los grupos que aportan < 3%, incluyen los órdenes anteriores y a Orthoptera.

Por otra parte, los órdenes con más riqueza fueron: Hemiptera (30.02 %), Diptera (25.1 %), Coleoptera (12.05 %), Hymenoptera (10.5 %), Araneae (9.9 %) y Acari (3.5 %), pues el resto de los mismos aportó el 8.6 % de las morfoespecies (Fig. 4.1b).

4.2. Riqueza y abundancia

Se encontró un efecto significativo de la fecha ($F_{3,304} = 28.36$, $P < 0.001$), del sitio ($F_{3,304} = 3.06$, $P = 0.028$) y de la interacción fecha \times sitio ($F_{9,304} = 3.07$, $P = 0.001$) sobre la riqueza (ANDeVA de dos vías). En el muestreo de 2018 este parámetro fue significativamente más alto en el sitio RE que en INC ($12.8 \pm$ error estándar 2.52 spp./m² y 4.2 ± 0.85 spp./m²). Asimismo, este parámetro fue significativamente más alto en agosto de 2019 que en octubre de 2017 en los sitios ADC (2.8 ± 1.07 a 9.7 ± 1.3 , 3.3 veces más alta), INC (2.5 ± 0.85 a 7.2 ± 1.16 , 2.9 veces más alta) y RE (0.6 ± 0.31 a 7.4 ± 1.24 , 12.3 veces más alta), mientras que el sitio SE no registraron diferencias significativas en este parámetro entre fechas (Fig. 4.2).

Al comparar los valores agrupados por fechas, se notó que este parámetro fue significativamente más alto en 2018 (7.53 ± 0.40 spp. /m²) y 2019 (8.71 ± 0.81 spp./m²) que en agosto y octubre de 2017 (4.57 ± 0.48 y 2.32 ± 0.40 spp. /m², respectivamente); asimismo, el valor promedio de la riqueza obtenido en agosto de 2017 fue significativamente más alto que el registrado en octubre del mismo año (Fig. 4.3a).

Por otra parte, el sitio adyacente con eucaliptos (ADC) registró un valor significativamente más alto (6.6 ± 0.64 spp. /m²) que el sitio independiente con eucaliptos (INC: 4.5 ± 0.51 spp./m²), y esos dos sitios no difirieron con RE y SE en dicho parámetro (5.8 ± 0.88 y 6.1 ± 0.75 spp./m², respectivamente) (Fig. 4.3b).

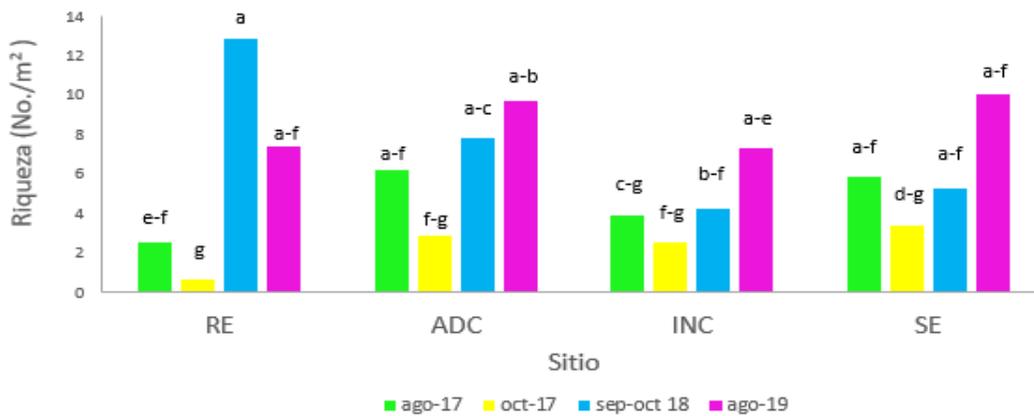


Figura 4.2 Riqueza de artrópodos epífitos (No./m²) presente en los cuatro muestreos de los cuatro sitios. Simbología de los sitios: RE (sujeto a restauración), ADC (adyacente con eucaliptos), INC (independiente con eucaliptos) y SE (sin eucaliptos). Letras diferentes denotan diferencias significativas entre cada uno de los muestreos con $P < 0.05$ (prueba de Tukey).

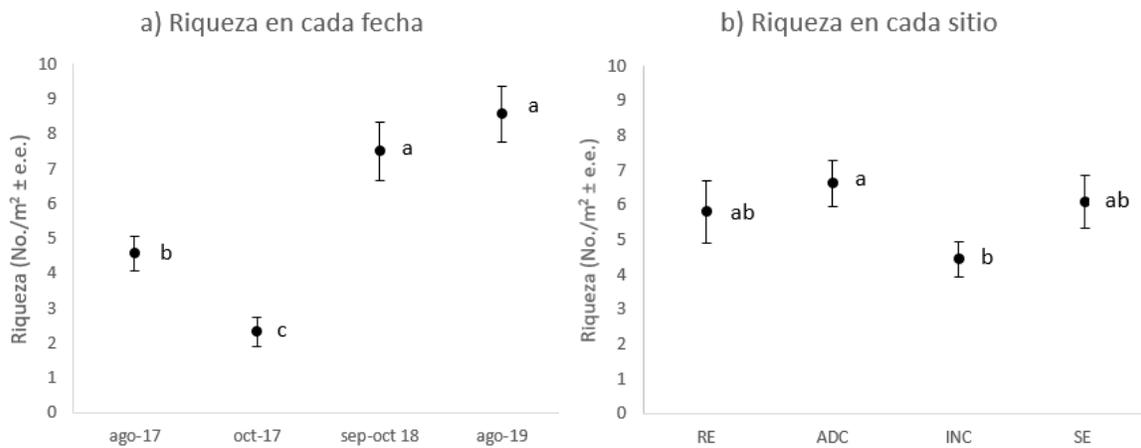


Figura 4.3. Riqueza (No./m² ± e.e.) a) presente en cada fecha y b) presente en cada sitio. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Tukey). Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

Por otro lado, se encontró un efecto significativo de la fecha ($F_{3,304} = 23.12$, $P < 0.001$), el sitio ($F_{3,304} = 4.00$, $P = 0.008$) y la interacción fecha \times sitio ($F_{9,304} = 1.92$, $P = 0.04$) sobre la abundancia de artrópodos. Dentro de cada fecha no hay diferencias entre sitios, pero

sí entre fechas dentro de un sitio, lo cual ocurre en ADC y sobre todo en RE, pero no en SE ni en INC (Fig. 4.4). La abundancia más alta que se registró fue en el sitio RE un año después de la remoción de eucaliptos (24.6 ± 5.21 ind/m²) que es 9.5 veces más alta que la registrada en 2017 antes de la tala de eucaliptos (0.6 ± 0.31 ind/m²), que sobrepasa el incremento de 29.8% registrado en INC entre agosto de 2017 y agosto de 2019. Llama la atención la estabilidad en la abundancia de artrópodos en el sitio sin eucaliptos (SE), el cual varió entre 6.8 ± 2.68 y 20.9 ± 6.9 ind/m² entre agosto de 2017, 2018 y 2019 (Fig. 4.4).

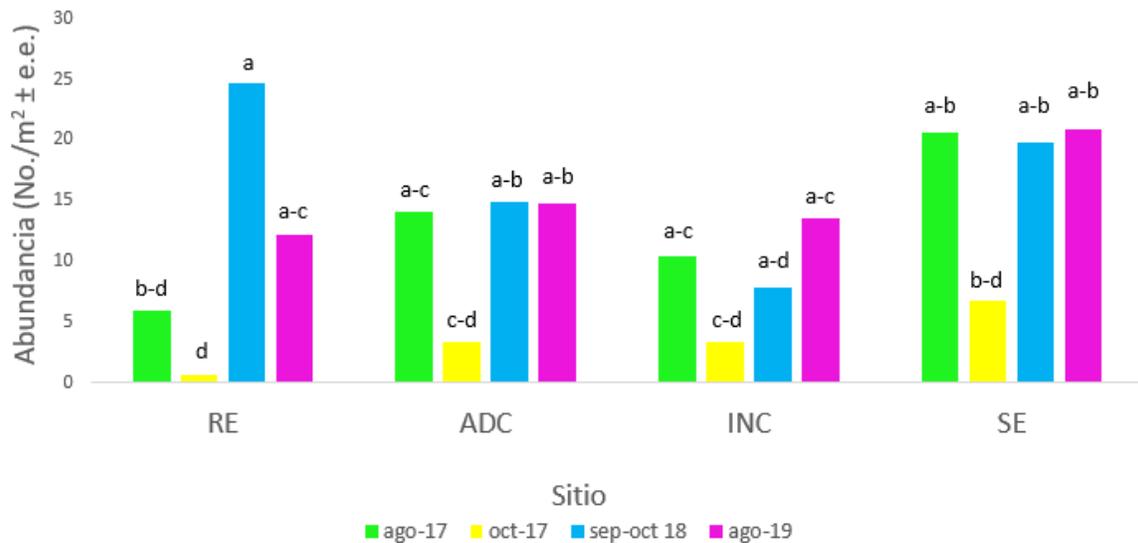


Figura 4.4. Abundancia de artrópodos epífitos (No./m²) presente en los cuatro muestreos de los cuatro sitios. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Tukey). Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

La abundancia fue significativamente más alta en agosto de 2017, 2018 y 2019 (12.77 ± 1.42 , 16.8 ± 1.87 y 15.33 ± 1.71 ind/m², respectivamente) que en octubre de 2017. (3.5 ± 0.3 ind. /m²) (Fig. 4.5a). Por otra parte, esta variable en el sitio sin eucaliptos registró un valor significativamente más alto (SE; 17.02 ± 1.90 ind. /m²) que los sitios en restauración (RE; 10.83 ± 1.21 ind. /m²) e independiente con eucaliptos (INC; 8.78 ± 0.98 ind. /m²), pero

éste no difirió del valor promedio registrado en el sitio adyacente con eucaliptos (ADC; $11.77 \pm 1.31 \text{ ind./m}^2$).

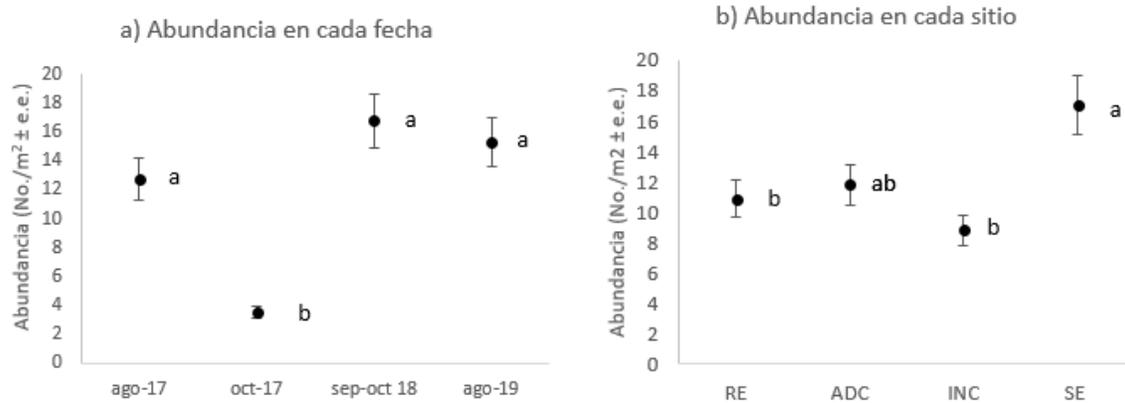


Figura 4.5. Comparación de la abundancia (No. /m² ± e.e.) entre muestreos (a) y entre sitios (b). Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Tukey). Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

Al contrastar los registros únicos entre sitios que se obtuvieron en cada muestreo (Tabla 4.1a), se encontraron en agosto de 2017 los valores mayores de registros únicos en los sitios ADC (60) y SE (57), en octubre de 2017 en SE (38), en 2018 en RE (88) y ADC (56), y en 2019 en SE (74). Un patrón similar se presentó cuando se comparó entre sitios la suma de registros únicos y dobles (Tabla 4.1c): en agosto de 2017 los valores mayores de registros únicos + dobles se registraron en los sitios ADC (72) y SE (70), en octubre de 2017 en SE (47), en 2018 en RE (113), y en 2019 en SE (74) y ADC (89). El sitio INC tuvo los valores más bajos de registros únicos + dobles en 2018 (43) y 2019 (59), y en los muestreos de 2017

sólo contuvo valores más altos que el sitio RE (44 y 36 vs. 27 y 11, en agosto y octubre de 2017, respectivamente).

Tabla 4.1. Variación entre sitios y fechas de muestro en (a) registros únicos (*i.e.*, *singletons*), (b) registros dobles (*i.e.*, *doubletons*), y (c) registros únicos + dobles.

Muestreo	RE	ADC	INC	SE
a. Registros únicos				
agosto 2017	27	60	38	57
octubre 2017	10	33	30	38
sep.-oct. 2018	88	56	34	37
agosto 2019	51	70	50	74
b. Registros dobles				
agosto 2017	0	12	6	13
octubre 2017	1	7	6	9
sep.-oct. 2018	25	17	9	7
agosto 2019	15	19	9	17
c. Registros únicos + dobles				
agosto 2017	27	72	44	70
octubre 2017	11	40	36	47
sep.-oct. 2018	113	73	43	44
agosto 2019	66	89	59	91

También se observó que el sitio RE fue, desde antes de la remoción de eucaliptos, pobre en registros únicos (27) y dobles (0), un mes después de la tala los valores de registros únicos disminuyeron aún más (10), pero en 2018 este sitio alcanzó los valores más altos de registros únicos (88) y dobles (25), y la suma de ambos (113) es incluso 55% más alto que el sitio ADC (73 registros únicos + dobles), el segundo sitio más rico en este tipo de especies;

no obstante en 2019 esto no se volvió a repetir y este tipo de especies (únicas + dobles) se redujo a 66, 25 unidades por debajo del sitio SE y 23 por debajo del dato de ADC (Tablas 4.1a-c)

4.3. Estructura de la comunidad

La frecuencia a la que se registraron los órdenes de artrópodos dependió significativamente de la fecha en todos los sitios ($P < 0.001$; Tabla 4.2; Fig. 4.6). La prueba de residuos estandarizadas mostró que: a) en agosto de 2017, 2018 y 2019 los diplópodos tuvieron una frecuencia observada más alta que la esperada en el sitio sin eucaliptos; b) la frecuencia observada de trips (Thysanoptera) fue mayor a la esperada en 2018 en el sitio sin eucaliptos; c) la frecuencia observada de dípteros fue más alta que la esperada en 2018 y 2019 en RE, así como en agosto de 2017 en ADC y en 2018 en INC, pero ésta fue menor que la esperada en agosto de 2017 y 2018 en el sitio sin eucaliptos; d) la frecuencia observada de isópodos fue más alta que la esperada en los muestreos de agosto y octubre de 2017 en RE, así como en 2019 en ADC, pero hubo una frecuencia más baja de la esperada en agosto de 2017 en los sitios INC, ADC y SE, así como en 2019 en SE; e) los ortópteros tuvieron una frecuencia observada más baja que la esperada en RE en agosto de 2017 y en 2018, así como en ADC en 2018 y en SE en 2019, pero una frecuencia observada más alta en SE en 2018 y en INC en 2019; y f) los hemípteros tuvieron una frecuencia observada mayor a la esperada en ADC en los primeros tres muestreos, así como en INC en octubre de 2017 y en SE en 2019, pero una frecuencia menor a la esperada en RE en agosto de 2017 y en 2019, así como en SE en octubre de 2017 y en 2018.

Tabla 4.2. Resultados de la prueba de ji cuadrada de independencia para verificar la relación entre la frecuencia a la que se registra la frecuencia de cada grupo de artrópodos y la fecha.

Fecha	χ^2	g. l.	P
Agosto, 2017	379.99	27	< 0.001
Octubre, 2017	117.99	27	< 0.001
2018	215.93	27	< 0.001
2019	233.76	33	< 0.001

Al examinar las frecuencias en el sitio RE, que registró cada grupo de artrópodos (medidas por su abundancia absoluta) omitiendo los datos de octubre de 2017, pues por la tala y remoción de la vegetación dejó un sitio casi destruido (ver Fig. 3.3b), se detectó que la frecuencia de cada grupo de artrópodos dependió significativamente de la fecha de muestreo ($\chi^2 = 592.55$, g.l. = 18, $P < 0.001$; Fig. 4.7.). Antes de la tala de eucaliptos, la frecuencia observada de isópodos y ortópteros fue mayor a la esperada, en tanto que la de hemípteros, dípteros y coleópteros fue menor a la esperada; en contraste, para 2018 la frecuencia observada de hemípteros fue mayor a la esperada. En 2019, por su parte, la frecuencia de hemípteros, isópodos y ortópteros fue menor a la esperada, en tanto que la de himenópteros, dípteros y ácaros, así como la de otros grupos en conjunto (Entomobryomorpha, Symphypleona, Diplopoda, Lepidoptera y Psocodea) fue mayor a la esperada.

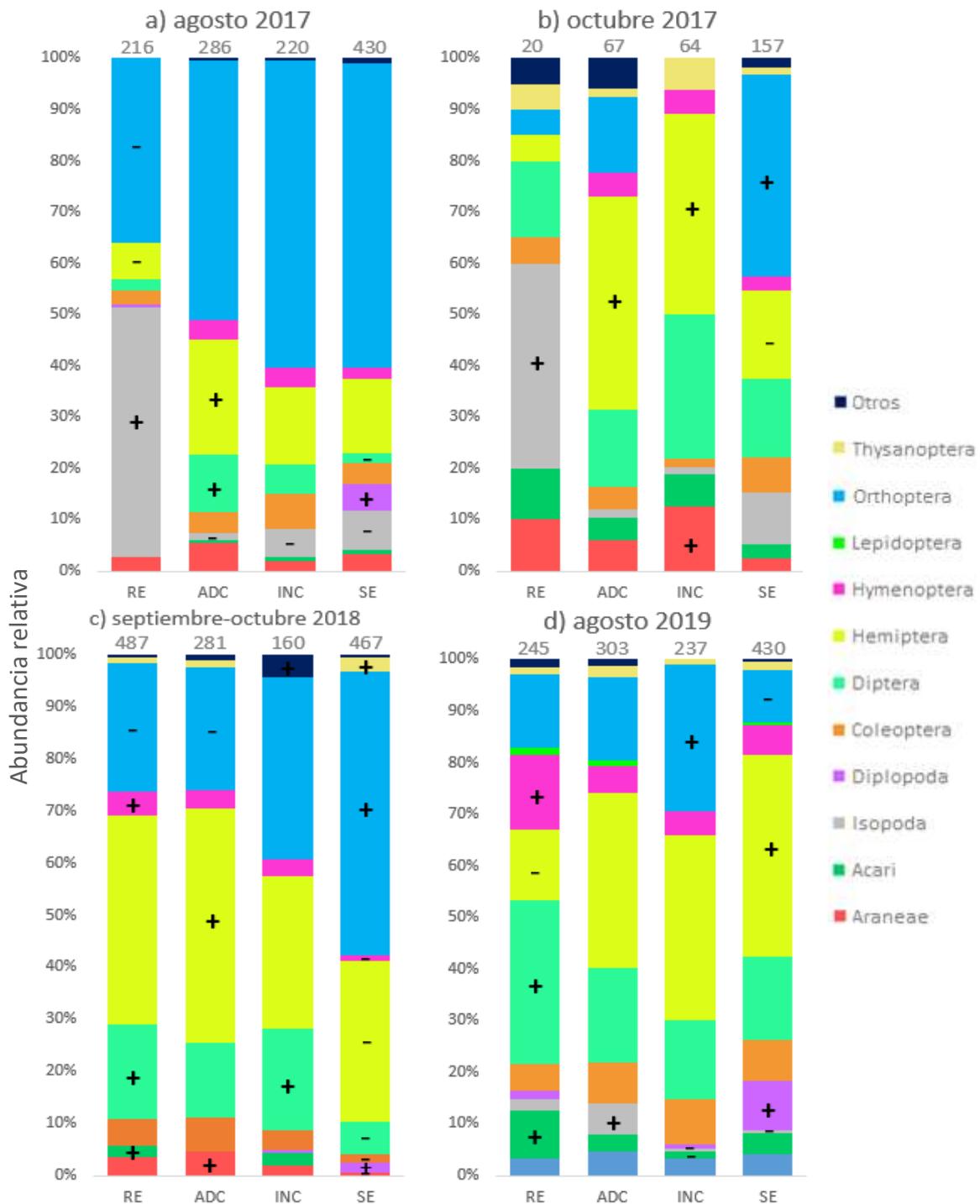


Figura 4.6. Estructura de las comunidades mostrada a partir de la abundancia relativa de cada grupo de artrópodos. Los números encima de las barras señala el número total de especímenes colectados. Los signos sobre de las barras denotan si la frecuencia observada es mayor (+) o menor (-) que la esperada, según la tabla de contingencia. En "Otros" se incluyen los órdenes que tuvieron menos de 5 especímenes colectados. Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

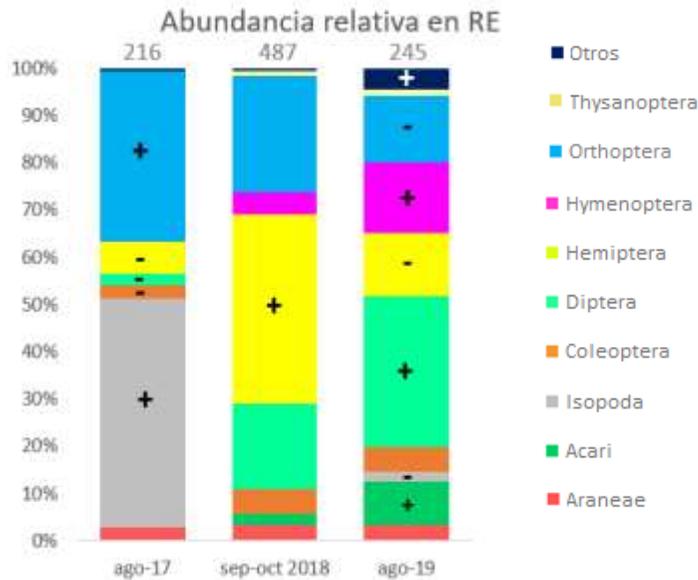


Figura 4.7. Estructura de la comunidad en el sitio RE (sujeto a restauración con una tala de eucaliptos ocurrida en octubre de 2017) en: agosto de 2017, antes de la tala), septiembre-octubre de 2018 y agosto de 2019 (después de la tala de eucaliptos). Los números encima de las barras denotan el número de especímenes colectados. Se señala si la frecuencia observada es mayor (+) o menor (-) a la esperada, según la tabla de contingencia. En “Otros” se incluyen los órdenes que tuvieron menos de 5 especímenes colectados.

4.4. Ordenación y clasificación de los muestreos

Al realizar el análisis de componentes principales con los datos de abundancia de cada morfoespecie en cada sitio y fecha se generó un ordenamiento explicado por los componentes 1 (75.92 %) y 2 (9.34 %), que en conjunto explican el 85.26 % de la varianza (Fig. 4.8). No se observó ningún agrupamiento de los muestreos por sitio. Sin embargo, los muestreos del sitio sin eucaliptos se alejaron del centro (excepto el segundo muestreo SE2, que ocurrió a finales de lluvias); de igual manera se alejó del centro el tercer muestreo de restauración (RE3) y su posición la determinó la especie 298 (*Chlorogonalia losoplanensis*, Hemiptera), y la posición de SE3 y SE1 la determinó la especie 457 (*S. purpurascens*, Orthoptera).

También es destacable que casi todos los muestreos de octubre de 2017 se agruparon (INC2, ADC2 y RE2) los cuales se posicionaron al lado contrario de las morfoespecies señaladas.

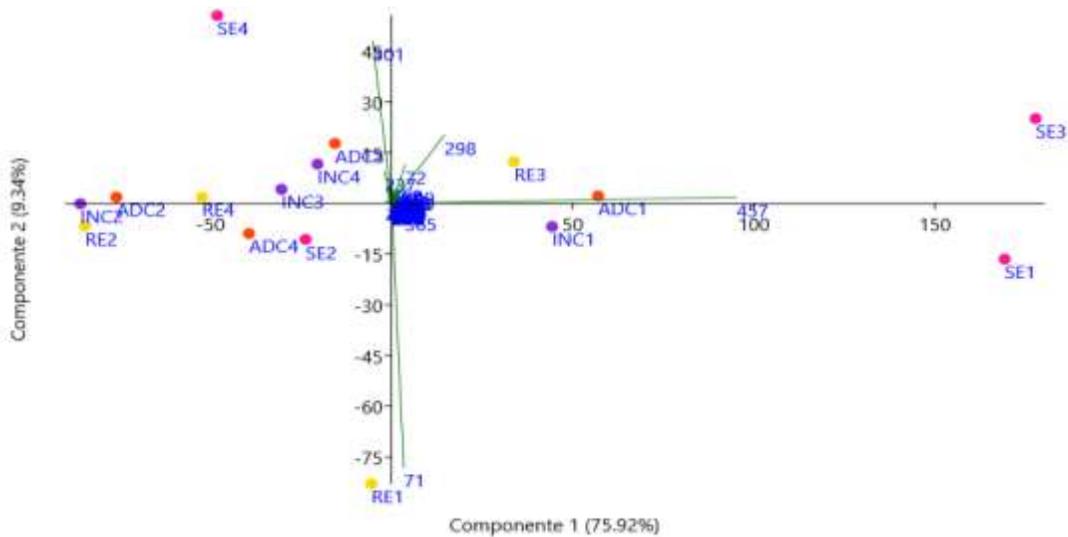


Figura 4.8. Proyección del análisis de componentes principales con datos de abundancia de las 473 morfoespecies clasificadas. El número en los sitios representa cada muestreo: 1) agosto 2017, 2) octubre 2017, 3) septiembre-octubre 2018 y 4) agosto 2019. Algunas de abreviaturas de los morfos son: 457 (*S. purpurascens*, Orthoptera), 298 (*C. losoplanensis*, Hemiptera), 72 (Diplopoda 1), 365 (*Omanolidia bistyla*, Hemiptera) y 71 (Isopoda 1). Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

Por otra parte, el dendrograma basado en la similitud de Bray-Curtis (Fig. 4.9.) no agrupó los muestreos por sitio, sino que se presentó el siguiente arreglo: al cortarlo al 10% de similitud, se separó a RE2 del resto pues fue un sitio muy dañado por la tala. ADC2 e INC2 se separan al 20 % de similitud del resto (sitios con eucaliptos en el mismo año). Después, al 35 % de similitud se distinguieron tres grupos: el primero que se subdivide agrupando a ADC1, INC1, SE1 (primer muestreo), así como a RE3 y SE3 (tercer muestreo en sitios sin eucaliptos) y por otro lado el grupo de los muestreos ADC3, INC4, ADC4, INC3 (últimos muestreos) al igual que a SE2 y RE1 (primeros muestreos, RE1 con eucaliptos); el

segundo grupo es de los muestreos RE4 y SE4 (últimos muestreos, sitios sin eucaliptos) y el tercer grupo es de ADC2 e INC2 (segundos muestreos).

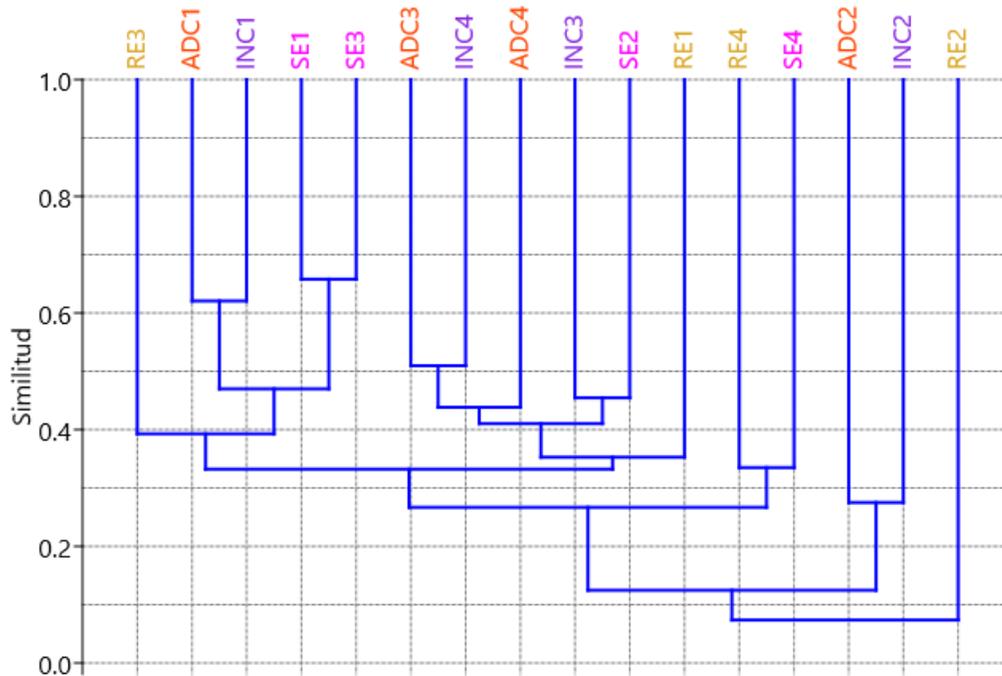


Figura 4.9. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis. El número en los sitios representa cada muestreo: 1) agosto 2017, 2) octubre 2017, 3) septiembre-octubre 2018 y 4) agosto 2019. Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

4.5. Diversidad

Al comparar la diversidad de artrópodos epífitos con las curvas de Rényi (Fig. 4.10) se encontró lo siguiente: 1) en agosto de 2017 (Fig. 4.10a), el sitio más diverso fue ADC que se comparó con SE ($ADC > SE$) mientras que los sitios RE e INC no fueron comparables, pues sus curvas se intersecaron; 2) en octubre de 2017 (Fig. 4.10b), después de la tala, el disturbio fue tal, que inclusive $INC > RE$. El resto de los sitios no fueron comparables; 3) en septiembre-octubre 2018 (Fig. 4.10c), el sitio bajo restauración recuperó su diversidad pues se encontró que $RE > ADC > SE$ e INC (no hay diferencias entre estos dos últimos, no se puede definir una

jerarquía pues sus curvas se intersectan) y 4) en agosto 2019 (Fig. 4.10d) se obtuvo que $ADC > RE$ e INC (no hay diferencias entre estos dos últimos) y $SE > INC$.

Al comparar solamente los perfiles de diversidad en RE a lo largo del tiempo (Fig. 4.11) se obtuvo que: el muestreo de 2018 fue más diverso que los del año anterior (agosto de 2017 y octubre del mismo año), sin embargo, no fue comparable con el año 2019. De igual forma se puede afirmar que el muestreo en 2019 fue más diverso que los del año 2017.

La tabla de los valores obtenidos en cada punto se puede observar en el Anexo 2 de este trabajo.

4.6. Patrones de precipitación entre años

En los datos de precipitación se observó que 2018 fue un año muy lluvioso (678.1 mm en la época de lluvias: mayo a octubre), en 2019 llovió menos (525.3 mm), pero 2017 fue particularmente seco (456.3 mm) (Fig. 4.13). Las precipitaciones en cada muestreo fueron: 101.3 mm para agosto de 2017, 31.4 mm en octubre de ese año, 198.2 mm en agosto de 2018 y 87.2 mm en agosto de 2019 (Fig. 4.12).

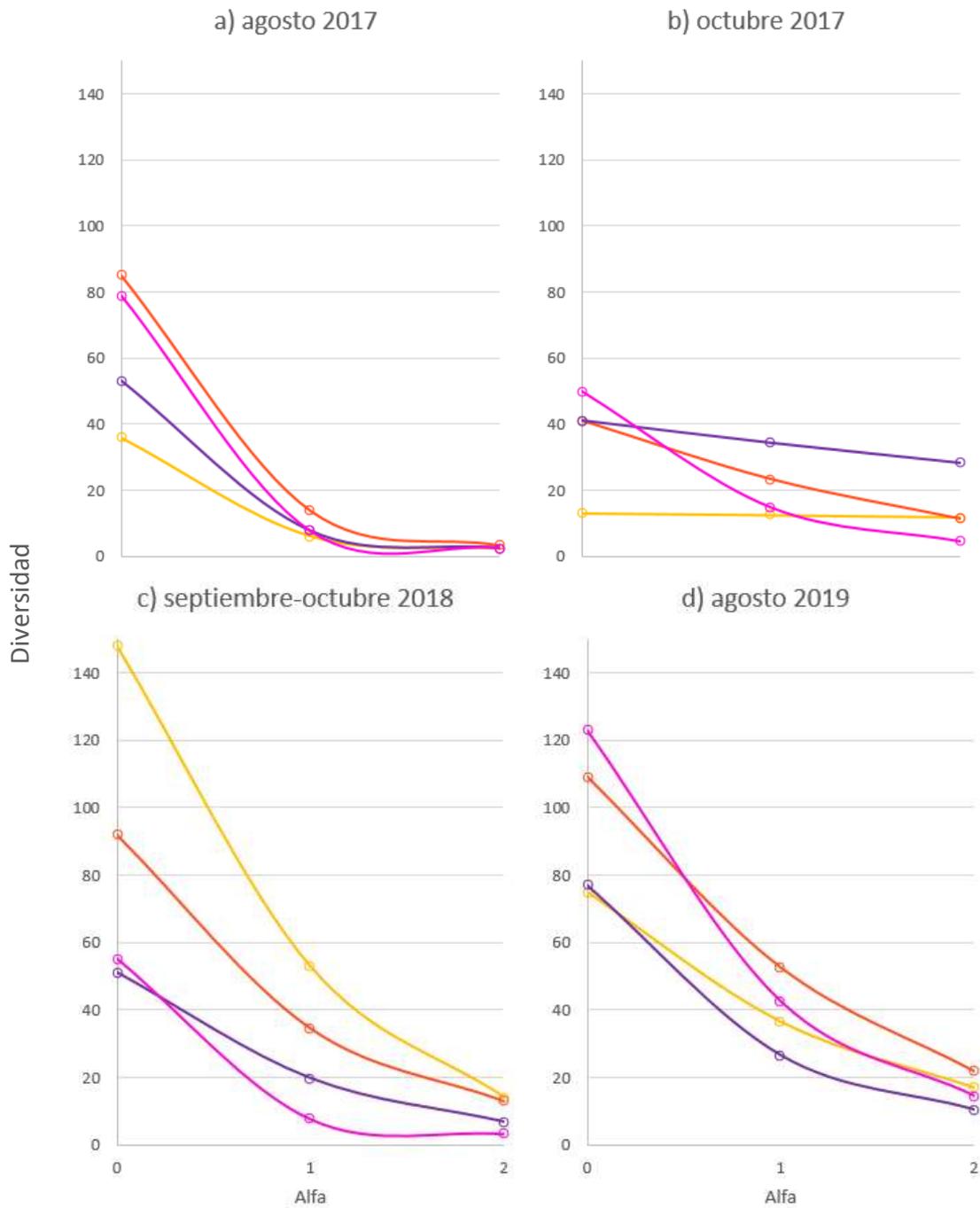


Figura 4.10. Variación de la diversidad de artrópodos en cada muestreo de acuerdo con el índice de Rényi: $\alpha 0$ = riqueza, $\alpha 1$ = índice de Shannon y $\alpha 2$ = al índice de Simpson. Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

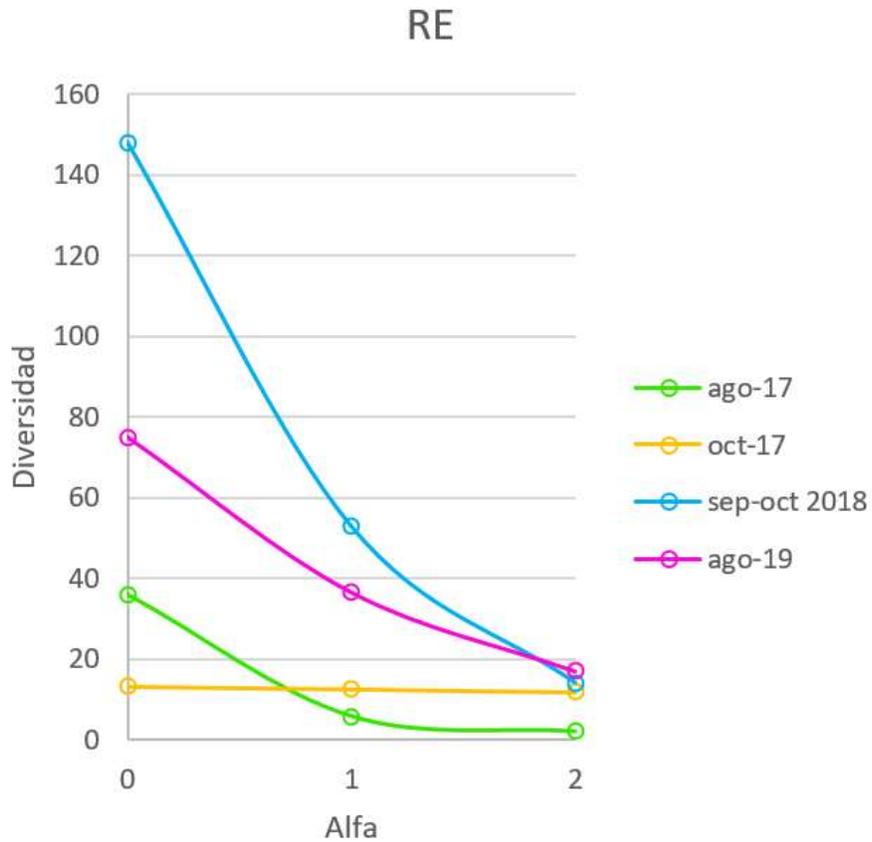


Figura 4.11. Variación de la diversidad de artrópodos en RE (sujeto a restauración) en cada muestreo de acuerdo con el índice de Rényi: α_0 = riqueza, α_1 = índice de Shannon y α_2 = al índice de Simpson.

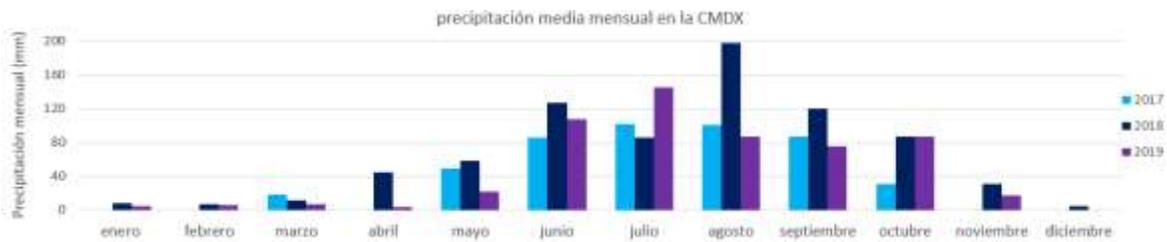


Figura 4.12. Variación de la precipitación media mensual (mm) en la Ciudad de México en los tres años de colectas.

5. DISCUSIÓN

5.1. Efecto de los eucaliptos sobre la comunidad de artrópodos epífitos

Se ha reportado que las especies exóticas invasoras afectan el ambiente y los servicios ecosistémicos. Charles y Dukes (2008) señalan que éstas provocan cambios en los factores bióticos, ciclos naturales (como los de energía, nutrientes y del agua) y otros factores abióticos, como son el grado de disturbio, los rasgos climáticos, la composición atmosférica y el espacio físico del hábitat. A partir del esquema que estos autores realizan (Fig. 1.1) se elaboró la Fig. 5.1 en la que se ilustra cómo *Eucalyptus camaldulensis* afecta el ambiente de manera compleja, lo cual se ve reflejado en la respuesta de ciertos grupos de artrópodos, como Orthoptera, Hemiptera, Isopoda, Hymenoptera, Diptera, Diplopoda y Acari. A continuación, se explican las alteraciones consideradas.

Condiciones. Los eucaliptos disminuyen la temperatura y aumentan la humedad, lo cual disminuye la abundancia de ortópteros (Gangwere *et al.*, 1972), pero aumenta la abundancia de isópodos, animales detritívoros, importantes en la red alimentaria como descomponedores primarios y presa de depredadores como las arañas y escarabajos (Bulacio *et al.*, 2005).

Recursos. Se ha reportado que el mantillo producido por los eucaliptos brinda un recurso alimenticio importante para los isópodos, lo que provoca el aumento de su abundancia (Bulacio *et al.*, 2005), esto puede estar relacionado con la alta abundancia de este grupo en el sitio RE (ver Fig. 4.6). Sin embargo, también se conoce que estos organismos están asociados a la humedad (Hervé, 2007) lo que puede explicar la presencia de este grupo

en el sitio SE donde no hay eucaliptos (ver Fig. 4.6), lo que indica que los isópodos pudieran estar respondiendo más a la humedad que al tipo de vegetación.

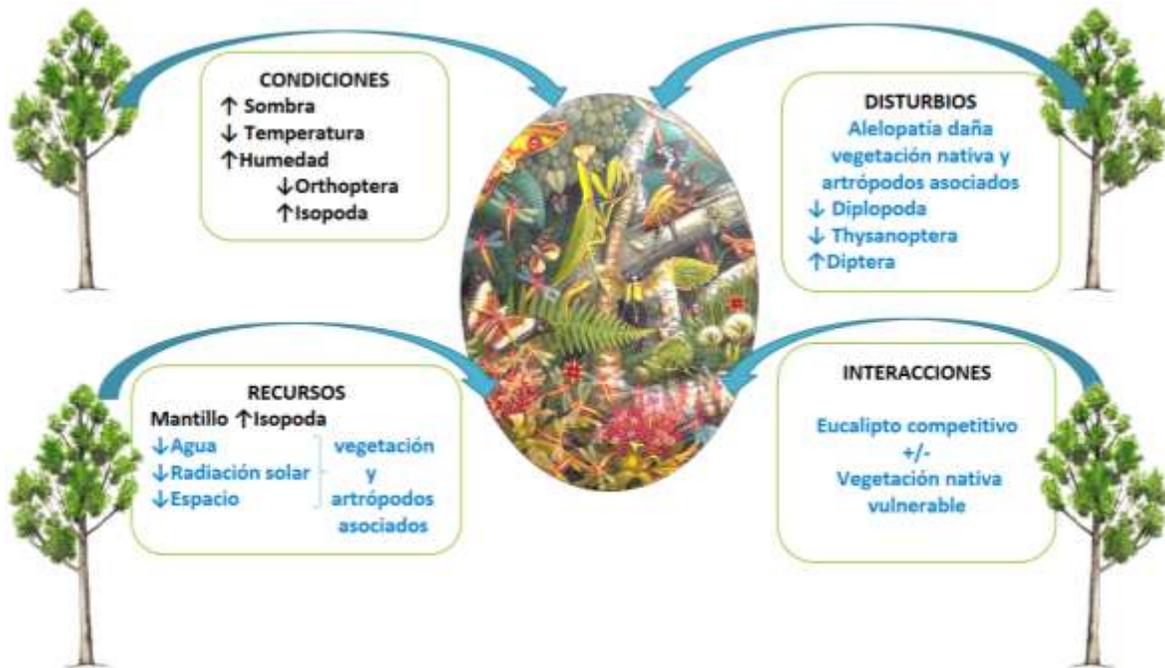


Figura 5.1. Efectos de los eucaliptos sobre la comunidad de artrópodos epífitos inferidos en este estudio. Palabras en negro: efectos directos y azul: efectos indirectos sobre los artrópodos a través de la vegetación donde habitan. Flecha hacia arriba indica aumento de la variable o abundancia de artrópodos y la flecha hacia abajo indica lo contrario. Elaboración propia.

Por otro lado, estos árboles también alteran los recursos de la flora nativa, ya que disminuyen la disponibilidad de agua, la radiación solar incidente en los estratos bajo el dosel y el espacio físico (Segura-Burciaga y Meave, 2001) y ya alterada la comunidad vegetal, resultan afectados los artrópodos epífitos. En el presente estudio se observa una relación de la vegetación con la abundancia de *Sphenarium purpurascens*, especie que sigue presente en 2018, y que consume a las siguientes especies vegetales: *D. coccinea*, *M. tomentosa*, *P.*

praecox y *B. cordata* (Cano-Santana, 1994; Mendoza y Tovar-Sánchez, 1996), especies nativas cuya cobertura aumenta debido a la remoción mecánica de los eucaliptos (Morelos-Rebollar, 2019).

A través de cambios en la comunidad vegetal, el eucalipto también puede afectar de manera negativa los recursos de Diplopoda y Thysanoptera, grupos detritívoros y omnívoros respectivamente (ver Anexo 1). Estos ordenes estuvieron en SE y aumentaron en RE después de la tala (ver Fig.4.6), por lo que se puede deducir que hay un progreso positivo en la recuperación de la comunidad de artrópodos.

El caso contrario ocurre con Diptera, pues a pesar de que este orden aumentó su abundancia después de la tala en RE, no se registró a una frecuencia mayor a la esperada en el sitio sin eucaliptos (SE, ver Fig.4.6). Se conoce que el orden tiene una amplia diversidad en papeles funcionales (Carles-Tolrá *et al.*, 2014) y si bien, su aumento después de la tala (ver Fig. 4.7), puede indicar un incremento en la diversidad vegetal, en este estudio se encontró una familia dominante (Limoniidae), la cual es fitófaga y debido a que no se encuentra en SE con una frecuencia mayor a la esperada, se puede inferir que quedan estragos del disturbio que provocan los eucaliptos u otras variables que afectan la abundancia de los dípteros.

Disturbios. Espinosa-García (1996) hizo una revisión sobre el efecto alelopático de los eucaliptos, y documentó que *E. camaldulensis* impide el crecimiento de vegetación alrededor suyo, por la liberación de exudados aleloquímicos de raíces, hojas y hojarasca. Morelos-Rebollar (2019), por su parte, reporta que los eucaliptos son agentes de cambio de la estructura de la comunidad vegetal, pues la tala hace posible el establecimiento de especies nativas del matorral xerófilo presente en el Pedregal de San Ángel. Este autor considera que no es suficiente realizar una tala que permita la permanencia de sus tocones, ya que éstos

facilitan el rebrote de tallos que, con un crecimiento rápido, de hasta 4 m de altura al cabo de un año, lo cual afecta a la vegetación nativa y, en consecuencia, la riqueza, abundancia y estructura de los artrópodos epífitos que habitan en ella, tal como se observa en este trabajo (ver Tabla 4.1 y Figs. 4.6 y 4.7).

Interacciones. Los eucaliptos son especies competitivas que impiden el crecimiento de vegetación nativa por su efecto alelopático (Espinosa-García, 1996; Granados-Sánchez y López-Ríos, 2007) lo que afecta el hábitat de los artrópodos. Se puede inferir entonces, que cuando se realizó la tala, un factor que influyó en el aumento de la recuperación vegetal en RE como lo registra Morelos-Rebollar (2019) fue que se disminuyó el efecto alelopático de estos árboles, esto a su vez permitió un aumento en la diversidad, riqueza y abundancia a un año de la tala en RE (ver Figs. 4.11, 4.2 y 4.4 respectivamente).

5.2. Los artrópodos epífitos en sitios con y sin eucaliptos

De acuerdo con la primera hipótesis planteada para este trabajo (p. 19), se esperaba que la riqueza, abundancia y diversidad fueran mayores en los muestreos realizados en el sitio sin eucaliptos (SE) que en los realizados en los sitios que sí presentan dominancia de estos árboles. Asimismo, se esperaba que la composición de la comunidad se diferenciara entre el sitio SE (considerado como conservado), RE (en restauración) y sitios con eucaliptos (ADC e INC considerados perturbados), tal como lo encontraron Farfán-Beltrán (2015) y Corona-Tejeda (2017) al estudiar sitios conservados, perturbados (por relleno del sustrato basáltico y desarrollo de una comunidad vegetal distinta a la nativa) y sujetas a acciones de restauración. En esos estudios realizados en la Reserva del Pedregal de San Ángel (REPSA), las comunidades de artrópodos se diferenciaron entre tipos de manejo, pero, en el presente

estudio no se observó claramente este patrón quizá por la distancia tan cercana de los sitios o su disturbio constante, las razones que causan ruido a este estudio se explican a detalle más adelante.

En los sitios considerados como perturbados por la presencia de eucaliptos se esperaba que no tuvieran diferencias en la riqueza y abundancia de artrópodos. El diseño se complicó porque desde el primer muestreo (pre-tala de eucaliptos) el sitio RE registró menor riqueza y abundancia de artrópodos que los sitios ADC e INC (ver Figs. 4.2 y 4.4), así como el menor número de registros únicos y dobles (ver Tabla 4.1). Esto sugiere que el sitio sujeto a remoción de eucaliptos (RE) ya era diferente desde el inicio del estudio, puede deberse quizá a la abundancia de plantas vegetales o la depresión propia del sitio (obs. pers.), condiciones que no se midieron y que pudieron haber afectado los resultados.

En el resto de los muestreos, los sitios ADC e INC (ambos con eucaliptos) tienen diferencias significativas entre sí en su riqueza pues resulta que ADC tiene la mayor riqueza que el sitio INC (ver Fig. 4.3b). Respecto a la abundancia, se observa que varía en el siguiente orden $SE > RE = INC$ y, a su vez, SE fue igual a ADC, por otra parte, ADC fue igual a RE e INC por lo que hubo diferencias entre sitios sin eucaliptos. Y en el registro de morfoespecies hubo muestreos donde el mayor número de registros únicos y dobles los tuvo el sitio ADC (ver Tabla 4.1). Aunque destaca el sitio INC el cual no varía mucho en número de registros únicos, aunque se nota más en los dobles, es el que tiene los valores más bajos podría decirse que es el que presenta más perturbación, aunque una mayor estabilidad en diversidad como se ve en el análisis de Rényi (ver Fig. 4.10).

A pesar de que no se obtuvo lo esperado, se rescata que el sitio SE, presentó una mayor estabilidad en los valores de riqueza y abundancia entre fechas de muestreo (ver Tabla 4.1a y b). Esto puede deberse a que, al no haber eucaliptos hay más diversidad de vegetación nativa (Maestri *et al.*, 2013), lo que resulta en una estabilidad sobre los parámetros ya mencionados en la comunidad de artrópodos.

Por los resultados ya explicados, es congruente que al realizar el análisis de componentes principales no se haya generado un ordenamiento de los muestreos realizados para cada sitio (Fig. 4.8). Se observó que la posición de SE3 y SE4 la determina la especie *Sphenarium purpurascens* (457), otra especie indicadora de perturbación por lo que se observa que las comunidades de artrópodos no difieren entre sitios con y sin eucaliptos. Sin embargo, se rescata que la especie *Chlorogonalia losoplanensis* determina la posición del muestreo RE3, mientras que RE4 se ubica en el lado contrario de esta especie indicadora de perturbación lo que nos puede hablar de un avance positivo en la restauración del sitio RE.

De igual manera, los resultados del dendrograma basado en la similitud de Bray-Curtis sobre artrópodos (Fig. 4.9) no muestran un agrupamiento de sitios pues a pesar de que los últimos muestreos de los sitios con eucaliptos (ADC e INC) se agrupan al 35%, también se encuentran agrupados con muestreos del sitio SE y RE, además, los primeros muestreos se forman otro grupo pareciéndose un 20% pero se agrupan con los otros sitios. Para tener datos más contundentes, quizá hagan falta réplicas de los sitios con y sin eucaliptos, también, probablemente, los sitios estén muy cercanos por lo que las condiciones entre todos los sitios se pueden compartir.

Al discutir sobre los resultados de la diversidad, tampoco se observan las diferencias esperadas entre sitios (ver Fig. 4.10). Pues se esperaba que el sitio con mayor diversidad en los cuatro muestreos fuera el sitio sin eucaliptos (SE), y esto no ocurrió en ninguno, por otra parte, la diversidad de los sitios con eucaliptos varió a lo largo del tiempo y no se observó ningún agrupamiento. Esto sugiere que las comunidades de artrópodos epífitos varían espacial y temporalmente en una dinámica que aún no se puede predecir con los datos recabados, quizá falta más descripción a nivel de grupo funcional para observar diferencias.

Se esperaba, que el Análisis de Componentes Principales de este estudio resultara en un arreglo espacial y temporal similar al que se obtuvo en el estudio de la comunidad vegetal realizado entre agosto de 2017 y agosto de 2018 en los mismos sitios (estudio realizado por Morelos-Rebollar, 2019), donde se observa la recuperación de la comunidad vegetal al separarse el sitio RE de los sitios con eucaliptos y pareciéndose en 2018 al y sitio sin eucaliptos. Sin embargo, la comunidad de artrópodos epífitos a nivel de especies y morfoespecies no guarda relación directa con la presencia de estos árboles en los sitios colectados, sino que deben existir otros factores que influyen localmente sobre estos ensamblajes, según se discute a continuación:

Topografía abrupta. Ríos-Casanova *et al.* (2010) mencionan que la profundidad de cuevas y hondonadas crea diferentes microambientes y refugios ya que, por ejemplo, la humedad cambia y puede ser más importante para la determinación del establecimiento de comunidades de artrópodos que la producción primaria (recursos alimenticios). La REPSA se caracteriza por tener un suelo escaso y una superficie rocosa muy abrupta, con muchos elementos arbóreos nativos que proveen una sombra densa que afecta negativamente al desarrollo del estrato herbáceo y a la riqueza y abundancia de artrópodos. Esto es relevante,

sobre todo en el sitio SE que posee una topografía sumamente accidentada y rugosa la cual es más notoria en su parte central donde hay grandes hondonadas y grietas (obs. pers.).

Variación de la precipitación. Esta variable pudo haber influenciado en los muestreos realizados, sobre todo en octubre de 2017, pues fue una fecha con baja precipitación (31.4 mm; ver Fig.12), lo cual se asocia con una menor riqueza (ver Fig. 4.4a), abundancia (ver Fig. 4.5a) y diversidad de artrópodos (ver Fig. 4.10a) que en el resto de los muestreos que ocurrieron en plena temporada de lluvias. Exceptuando la muestra SE2, los demás muestreos de agosto de 2017 se alejan del grupo principal (ver RE2, INC2 y ADC2 en Figs. 4.8 y 4.9) indicando quizá una respuesta a la baja precipitación de ese año.

Por otra parte, la disminución en la abundancia total en RE en el último muestreo (2019) pudo deberse a la baja precipitación registrada en esos meses (81.53 mm en promedio de septiembre y octubre) respecto de 2017 y 2018 (ver Fig. 4.12). En contraste, 2018 fue el año con la mayor precipitación mensual de todo el periodo de estudio (678.1 mm en la época de lluvias: mayo a octubre), lo que afectó positivamente los registros de especímenes. Al respecto, Recher *et al.* (1996) discuten que la precipitación influye en la comunidad de artrópodos al incrementar la disponibilidad de recursos de todos los grupos funcionales.

La influencia de este parámetro en la REPSA ya ha sido estudiado. Cano-Santana (1994) reporta que hubo un menor flujo de energía de la especie *S. purpurascens* debido a una alta precipitación temprana que resultó en una alta mortalidad de ninfas. Por otro lado, Ruvalcaba-Sánchez *et al.* (2009) reportan que la estructura de la comunidad de artrópodos asociados a la especie vegetal *Verbesina virginata* (Asteraceae) varía de acuerdo con la variación de la precipitación en un año.

Rebrote de eucaliptos. Cabe señalar que no se ha realizado una tala correcta de los eucaliptos o su retiro definitivo pues después de la tala ocurrida en octubre 2017, se aplicó un programa de remoción de rebrotes el cual se pausó desde noviembre de 2017 hasta agosto 2019 (Villalobos-Contreras, 2019), lo que ocasionó que los rebrotes de eucaliptos llegaran a alcanzar hasta 4 m de altura en agosto de 2018 (Morelos-Rebollar, 2019). Este rebrote de tocones pudo influir negativamente en la comunidad de artrópodos epífitos porque continúa secretando toxinas al suelo limitando el establecimiento tanto de plantas como artrópodos. (ver Fig. 5.1), lo cual se vio reflejado en una baja abundancia relativa de especímenes de los órdenes presentes en el sitio RE en 2018 (ver Fig. 4.7). En agosto de 2019 se retomó la tala de tocones (Villalobos-Contreras, 2019), sin embargo, se encontraron ejemplares con ramas de hasta 4 m de altura en ese año (obs. pers.), y en enero de 2022 hay rebrotes que alcanzan 8 m de altura (obs, pers.), pues por la emergencia sanitaria provocada por el virus COVID-19 no hubo actividades de limpieza y restauración desde octubre de 2020.

Amplio espectro del grupo taxonómico. Este estudio se llevó a cabo a diferentes niveles taxonómicos desde clase hasta morfoespecie dentro del Phylum Arthropoda. Debido al amplio espectro funcional en este grupo taxonómico es posible que existan especies equivalentes en papeles funcionales. Por ejemplo, en la REPSA, sitios que presentan perturbación y vegetación abierta pueden sostener una comunidad diversa de artrópodos (Ríos-Casanova *et al.*, 2010). Sin embargo, esto no significa que los organismos presentes pertenezcan a la misma especie, pues también se ha demostrado que los sitios dominados por pastos exóticos pueden sostener comunidades de artrópodos de especies particulares (López-Gómez *et al.*, 2009). En consecuencia, como discutió Longcore (2003), los estudios realizados con la totalidad de artrópodos se enfrentan a dificultades en la interpretación de

datos, a diferencia de cuando sólo se trabaja con grupos específicos (p. ej., ver Hernández-Flores *et al.*, 2016).

Condiciones particulares de cada sitio. Se requieren más réplicas del estudio, pues las respuestas dependen de las condiciones topográficas, espaciales e históricas de cada sitio las cuales se mencionan a continuación:

Posición de sitios. Se esperaba que los artrópodos que estuviesen en RE durante la tala y los trabajos de remoción de vegetación migraran al sitio ADC que se encuentra colindando; sin embargo, eso no se detectó. Los ensamblajes de artrópodos en octubre de 2017 (posterior a la tala) muestran un gran parecido en composición entre ADC e INC (Figs. 4.8 y 4.9). No obstante, ese desplazamiento no se descarta del todo y no es posible percibir a menos que se hayan marcado los especímenes para detectar tal fenómeno. Se ha reportado, por ejemplo, que la capacidad de movimiento de *S. purpurascens* se incrementa conforme transcurre su desarrollo pues las ninfas de 2° estadio registran un desplazamiento de 0.4 m/día, y los adultos lo hacen a razón de 1.2 m/día (Camacho-Castillo, 1999).

Por otro lado, el sitio INC se mantuvo con una riqueza y abundancia baja (ver Fig. 4.4b y 4.5b respectivamente), ya que al estar aislado no sufrió ningún efecto de la tala de los eucaliptos con el tiempo.

De manera general, puede ser que los sitios, al tener una superficie considerablemente menor que una zona núcleo, y al estar ubicados cerca de pasos peatonales como vehiculares son afectados más que una zona núcleo, por lo que se sugiere hacer más réplicas de este estudio comparando con parcelas localizadas en las zonas núcleo de la REPSA con la finalidad de entender el efecto de la reducción del área sobre las comunidades de artrópodos

epífitos y buscar las razones de las diferencias de las comunidades de artrópodos epífitos entre sitios con y sin eucaliptos.

Disturbio en el borde del sitio y manipulación. Todas las parcelas seleccionadas se mantienen en sitios de poca extensión (<1 ha). En estos sitios, al mantener un área pequeña, el contacto del ecosistema natural con el borde es más probable que en una zona núcleo de la REPSA y se espera que el disturbio sea más alto. Por ejemplo, el sitio SE, ubicado en el pedregal remanente de la Facultad de Ciencias, conocido como “El Molotito”, se reportó como conservado en 2006 por Maravilla-Romero y Cano-Santana (2009); sin embargo, han pasado más de 10 años de eso, y quizá la basura ya sea un factor de disturbio, pues se nota su acumulación en sus bordes (obs. pers.), lo cual afecta la composición vegetal en el mismo, donde solo pueden crecer pastos. Esto se ve reflejado en el ACP pues la posición de SE3 y SE1 la determina la especie *S. purpurascens* (457), indicadora de perturbación (ver Fig. 4.8). Además, este sitio, en julio de 2017, y antes de su protección por parte de las autoridades de dicha facultad, sufrió disturbio por destrucción de su cubierta vegetal y el sustrato basáltico en su porción occidental con maquinaria (Mendoza y Núñez, 2020). De igual manera, hay una manipulación del sitio, pues desde 2013 se han realizado jornadas de restauración por la asociación estudiantil PRO Pedregal-Ciencias, las cuales han consistido en la observación e identificación de especies nativas y extracción de basura y de especies exóticas en los alrededores de este ecosistema y el único estudio que trata sobre la perturbación de este sitio es de 2009 (Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009). No se cuenta con un trabajo posterior que evalúe los efectos de la manipulación (H. Díaz-Guzmán, REPSA Academia, com. pers.).

5.3. Los artrópodos epífitos del sitio sujeto a restauración

Si bien, sí hubo diferencias antes y después de la tala de eucaliptos en la estructura de artrópodos epífitos en el sitio RE (sitio sujeto a restauración), la segunda hipótesis (p. 19), no se afirmó de una manera contundente pues no se verificó con claridad que este cambio estuviese dirigido sólo por la ausencia de eucaliptos, pues otras variables como la precipitación, temperatura y humedad pudieron haber influido ya que la comunidad de artrópodos no mostró una tendencia a parecerse al sitio sin eucaliptos.

5.3.1. Riqueza y abundancia. Se encontró un aumento en la riqueza en RE entre agosto de 2017, antes de la tala, y 2018, un año después de ésta (ver Figs. 4.2a y c). En ese periodo la riqueza aumentó, en ese sitio, de 2.6 spp. /m² en agosto de 2017 a 12.8 en 2018, es decir, 4.9 veces más especies por unidad de superficie. Lo mismo pasó con la abundancia, pues aumentó de 5.95 ind. /m² en agosto de 2017 a 24.6 ind. /m² en 2018, o sea, 4.1 veces más.

El incremento en la riqueza y abundancia de artrópodos pueden estar asociados con los cambios en la vegetación registrados en el mismo año y sitio de estudio por Morelos-Rebollar (2019), quien documenta una recuperación de la vegetación nativa porque la cobertura relativa de *E. camaldulensis* disminuyó de 8.8% (en 2017 antes de la remoción) a 1.7% en 2018. Lo anterior es beneficioso para los artrópodos, pues éstos, al estar asociados a la vegetación tienen disponibilidad a una mayor variedad de alimentos y refugios, ya que cada especie mantiene una morfología foliar (Moran y Southwood, 1982) y una química particular (Schowalter, 2011).

Así mismo, los resultados también se podrían explicar por los procesos que detonan las altas precipitaciones registradas en 2018 (Fig. 4.13) pues incrementan la disponibilidad de alimento y sitios de refugio para los artrópodos (Recher *et al.*, 1996).

Para descartar que los resultados obtenidos se deban a otros factores distintos a la tala de eucaliptos y remoción de vegetación en octubre de 2017, como las jornadas de restauración previas y posteriores realizadas por Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras (2019), hay que mencionar que en el sitio ADC (adyacente con eucaliptos) también se realizaron jornadas, pero no se observa el mismo aumento en riqueza y abundancia que en RE. Los resultados de los muestreos de 2018 concuerdan con lo que reportan Fork *et al.* (2015) y Corona-Tejeda (2017). En el primer trabajo, los autores encontraron una mayor riqueza en bosques nativos que en monocultivos de eucaliptos en Canadá, en tanto que, en el segundo, la autora reporta diferencias en la riqueza y abundancia de las comunidades de artrópodos entre zonas conservadas, sujetas a restauración y perturbadas en la REPSA, donde la riqueza es mayor en una zona sujeta a acciones de restauración ecológica (la ubicada al sureste de la Zona de Amortiguamiento A11).

5.3.2. Diversidad. El sitio RE registró un aumento en la diversidad a un año de la tala (2018), y fue el sitio que con la mayor diversidad de artrópodos epífitos en términos de número de especies (α_0) e índice de Shannon (α_1); asimismo, este sitio tuvo un alto valor del índice de Simpson (α_2) en 2019 (ver Fig. 4.10c); además esto se corrobora con los datos de registro de morfoespecies donde el sitio RE tuvo los valores más altos en 2018 de registros únicos (56 morfoespecies) y dobles (25 morfoespecies, ver Tabla 4.1). Esto puede significar una recuperación, tal como se observa en un análisis similar realizado por Corona-Tejeda (2017), quien registra que la diversidad de artrópodos capturados con red entomológica de la Zona

de Amortiguamiento A11 (que ha estado bajo acciones de restauración desde 2005, y que incluye la remoción de eucaliptos) fue similar a la registrada en zonas conservadas localizadas en las zonas núcleo de la REPSA.

5.3.3. Composición. En 2018 se obtuvo la mayor abundancia de artrópodos en RE (487 individuos pertenecientes a 12 órdenes) y en ese año se incrementó la abundancia relativa de Hymenoptera, Diptera y Acari que se encuentran en una frecuencia mayor a la esperada respecto de los primeros muestreos (Fig. 4.6).

Se ha reportado que Hymenoptera es un orden cuya presencia es de gran importancia por sus papeles funcionales (Fernández-Guyabo y Pujade-Villar, 2015). En el presente estudio la mayoría de las familias fueron depredadoras parasitarias (p. ej., Eulophidae, Braconidae, Ampulicidae y Eurytomidae, de las más abundantes), lo que se puede traducir en una abundancia considerable de hospederos. Aunque, menos abundantes, también se encontraron otros grupos como Formicidae (omnívora con 4 morfoespecies registradas) y Halictidae (familia polinizadora con una morfoespecie registrada; ver Anexo 1).

Diptera es un orden diverso cuyas especies cumplen papeles importantes como la descomposición de materia orgánica (Carles-Tolrá *et al.*, 2014); en el tercer muestreo del sitio RE se encontró una abundancia de 17 organismos saprófagos incluidos en las familias Canacidae y Lauxaniidae; para el 2019, a dos años de la tala, se encontró una abundancia de siete organismos incluidos en las mismas familias (la disminución de la abundancia quizá se deba a que el descenso de lluvias de ese año pudo haber provocado la falta de recursos alimenticios). También se encontraron herbívoros, como es el caso de los de la familia Limoniidae, que agrupó a los dípteros más abundantes en este estudio, lo que puede indicar

que responde a un aumento en diversidad vegetal, más no de recuperación, pues estos organismos no se encuentran más de lo esperado en SE (sitio sin eucaliptos) pero si en los sitios con eucaliptos ADC e INC (sitio independiente con eucaliptos) (Fig. 4.6).

Acari, por su parte, es importante pues se ha reportado como depredador de plagas como es el caso de *Macrocheles peregrinus* (Acari: Macrochelidae) sobre la mosca del búfalo, *Haematobia irritans exigua* (Diptera: Muscidae) en Australia (Roth *et al.*, 1988), también se ha documentado como potencial bioindicador por cumplir las siguientes características: son abundantes y representativos, fácil colecta, sensibles a alteraciones ambientales, movimiento restringido, amplia distribución geográfica, y variedad de papeles funcionales (Jimeno-Calle y Quesada, 2016).

Además, se observó en RE un aumento de Diplopoda en agosto 2019 (Fig. 4.6), grupo que se encontró más de lo esperado en SE en esa fecha y en 2018. Los diplópodos son detritívoros, influyen en los procesos de transporte de nutrientes, de descomposición del material orgánico y se les considera ingenieros del ecosistema (Bueno-Villegas, 2012). Su presencia en RE ofrece indicios de su restauración pues, en RE, de encontrarse un individuo en el primer muestreo, después no se encontraron individuos hasta 2 años después cuando se encuentran cuatro.

Otro grupo notable es Thysanoptera, el cual aumenta los últimos tres muestreos, después de la tala en RE y, además, se encontró más de lo esperado en SE (ver Fig. 4.6). Este grupo es importante en el ecosistema pues son fungívoros, viven sobre plantas muertas, son depredadores de ácaros o artrópodos más pequeños y, otros, en su minoría, son fitófagos y polinizadores (Goldarazena, 2015).

En resumen, por el aumento de la abundancia de especímenes de Hymenoptera, Diptera, Acari, Thysanoptera y de Diplopoda, los cuales cumplen diferentes papeles funcionales, se infiere que la tala provocó el incremento de la diversidad vegetal nativa ya que se disminuyó el efecto de sombra, el efecto alelopático del mantillo y la demanda de agua del eucalipto, lo cual fue beneficioso para la comunidad de artrópodos.

Por otra parte, al discutir las consecuencias ecológicas que implicó la tala sobre la estructura de la comunidad en RE a lo largo de los años (Fig. 4.7), se observa una frecuencia observada mayor que la esperada de Hemiptera en 2018 respecto los otros años de muestreo. En ese año la abundancia relativa de Hemiptera fue de 40.24%, orden dominado por la especie *Chlorogonalia losoplanensis*, la cual previamente ha sido reportada por Farfán-Beltrán (2015) y Corona-Tejeda (2017) como indicadora de perturbación, pues presenta afinidad hacia zonas perturbadas estudiadas en la REPSA. Se discute que la abundancia de esta especie está relacionada directamente con la cobertura de *Muhlenbergia. robusta*, pues se ha reportado que el tejido joven de este pasto es un alimento para algunos miembros de la familia Cicadellidae (López-Gómez *et al.*, 2009). Sin embargo, Morelos-Rebollar (2019) discute que este pasto nativo está asociado a zonas conservadas, y que su cobertura en el sitio de estudio (RE) aumentó después de la tala de eucaliptos en RE de 2.3 %, registrado en agosto de 2017 a 4.2 %, reportado en agosto de 2018. Para este pasto se han registrado 158 especies de animales asociadas, de los cuales 70.2 % son insectos, 22.2 % arácnidos y 5.7 % otros artrópodos (López-Gómez *et al.*, 2009). Se puede deducir entonces, que, si bien hay un aumento de la diversidad de órdenes en este año, siguen existiendo condiciones de perturbación pues quizá exista un efecto remanente después de la tala de eucaliptos que se

refleja en la abundancia de *C. losoplanensis*, la cual es dominante y, tal vez, no permitió el arribo de más especies.

En 2019, el sitio RE experimentó una reducción en la riqueza (de 12.8 ± 2.50 en 2018 a 7.4 ± 1.24 en 2019 spp. /m², media \pm error estándar). Sin embargo, se registró un aumento en la abundancia relativa de Hymenoptera (14.69 %), Diptera (31.83 %) y Acari (3.26 %) (Fig. 4.6) y si se compara con otras fechas (Fig. 4.7), también se encontró una frecuencia observada más alta que la esperada de “Otros artrópodos” (que incluye Symphypleona, Entomobryomorpha, Diplopoda, Lepidoptera y Psocodea, lo que suma 4 %). El aumento en la frecuencia de esta categoría de artrópodos no dominantes puede sugerir indicios de una recuperación pues hay una mayor equitatividad en las frecuencias observadas. Por el contrario, en ese mismo 2019, los órdenes Orthoptera (14.28 %) e Isopoda (2.04 %) registran una frecuencia observada menor que la esperada, a pesar de que éstos fueron los órdenes dominantes en el primer muestreo (Figs. 4.6a y 4.7), por lo que se deduce que la tala provocó que las condiciones ambientales cambiaran, disminuyeran los órdenes dominantes y se pudieran establecer nuevas especies (Schowalter, 2016).

Dentro del orden Orthoptera domina la especie *Sphenarium purpurascens*, especie que responde a la tala de eucaliptos (Fig. 4.7) por los motivos que se discuten a continuación:

- 1) Es reportada como indicadora de perturbación en la REPSA por Muñoz-Saavedra (2013) y Hernández-Herrerías (2011), quienes mencionan que este organismo disminuye en sitios conservados donde hay alta diversidad vegetal y no dominan las especies exóticas. Esto concuerda con los cambios en la vegetación reportados en RE por Morelos-Rebollar (2019), quien documenta que la cobertura de especies exóticas, en su mayoría arvenses,

disminuyen después de la tala de eucaliptos de 18.8 % en agosto 2017 a 11.2 % en agosto 2018. El chapulín disminuye entonces por el tipo de hábitat en que se alimenta el cual fue modificado al realizarse la tala, aunque dicha disminución significativa se observa hasta dos años después en 2019 (ver Fig. 4.7).

- 2) Por otro lado, cabe aclarar que la respuesta parcial de *S. purpurascens* hasta los dos años se deba a que las especies que forrajea, como, *D. coccinea*, *M. tomentosa*, *P. praecox* y *B. cordata* (Cano-Santana, 1994; Mendoza y Tovar-Sánchez, 1996), fueron reportadas en el sitio RE en 2018 (año en que no hay diferencias significativas en la abundancia de este organismos, ver Fig. 4.7) por Morelos-Rebollar (2019), por lo que es posible que la alta disponibilidad de estas especies pudo haber favorecido a este ortóptero.

Respecto a Isopoda, existen datos que asocian a este grupo con la presencia de eucaliptos, por ejemplo, Bulacio *et al.* (2005) reportan que estos organismos al ser detritívoros se benefician de los recursos que proporcionan los eucaliptos como la alta humedad y madera muerta. Ahora bien, en este estudio los isópodos pudieron a ver disminuido debido a la tala, o a otros factores como la falta de recursos, pues este grupo también está en SE, el sitio sin eucaliptos (ver Fig. 4.6). Este grupo no puede ser considerado como indicador de perturbación pues se ha reportado como indicador de un buen camino del manejo de las acciones de restauración por ser importante en la red alimentaria como reserva de detritus, aumentar la tasa de descomposición (Crowther *et al.*, 2011) y ser presa importante de depredadores, como las arañas y escarabajos (Rezack *et al.*, 2008).

El cambio de la estructura de la comunidad de artrópodos epífitos obtenido en este trabajo muestra que el monitoreo de estos animales es útil para conocer el grado de recuperación de un sitio, pues son sensibles a los cambios de las condiciones ambientales

(Andersen *et al.*, 2004). Es necesario destacar que no se puede evaluar la restauración ecológica solo monitoreando la vegetación (Longcore, 2003). A pesar de que la vegetación en RE fue parecida a SE después de un año de la tala (Morelos-Rebollar, 2019), esto no significa que las condiciones ambientales necesarias para el restablecimiento de los artrópodos se hayan recuperado. Por otro lado, es posible que el incremento del tamaño poblacional de *C. losoplanensis* en 2018 haya favorecido el establecimiento de artrópodos del nivel trófico superior como arañas (López-Gómez *et al.*, 2009). No obstante, se esperaba que, al recuperar la diversidad de la comunidad vegetal, ocurriera lo mismo con los artrópodos (Siemann *et al.*, 1999), pero esto no ocurre a la misma velocidad.

Se han encontrado resultados similares tanto en la REPSA como otras partes del mundo en cuanto a la recuperación de la vegetación más no de la riqueza de artrópodos. Por ejemplo, Farfán-Beltrán (2015) reporta que en la REPSA la riqueza de morfoespecies de artrópodos no difirió significativamente entre áreas conservadas y perturbadas y que, en un sitio sujeto a restauración, a pesar de tener una cobertura vegetal similar a sitios conservados, la comunidad de artrópodos es similar a sitios perturbados. Corona-Tejeda (2017), por su parte, reporta que la diversidad no difirió entre sitios sujetos a restauración y perturbados de la REPSA, en tanto que, en un matorral costero de California, EE. UU., Longcore (2003) encuentra que no hay diferencias en la composición de artrópodos entre sitios sujetos a restauración y perturbados, y que estos últimos tienen una mayor diversidad que sitios sujetos de 5 a 15 años de acciones de restauración ecológica.

Según los requerimientos de la Sociedad de Restauración Ecológica (2004) no se puede decir que haya una recuperación total del sitio RE, aunque es alentador el hecho de que este sitio forme un mismo grupo con SE en el muestreo de 2019 (Fig. 4.9). Se puede

predecir una mejoría de sus comunidades mientras se siga controlando la presencia y regeneración de eucaliptos en el área. Los resultados en el presente trabajo confirman la utilidad de los artrópodos como bioindicadores del estado de un sitio (sobre todo Diplopoda, Thysanoptera y Diptera), así como para inferir sobre otras variables a considerar para recuperar en los sitios sujetos a restauración, pues no basta sólo estudiar la vegetación como se ha visto en estudios de otras zonas de amortiguamiento sujetas a restauración.

VI. CONCLUSIONES

De acuerdo con los objetivos e hipótesis que se plantearon, así como en los resultados obtenidos, se formulan las siguientes conclusiones:

1. La tala como acción de restauración es eficiente pues afectó de manera positiva a la comunidad de artrópodos al aumentar su riqueza, abundancia y diversidad en dos años.
2. La comunidad de artrópodos epífitos no difiere entre sitios con y sin eucaliptos, se discute que existen otros factores que la modifican, entre los que se cuentan la topografía, la variación en la precipitación, el rebrote de eucaliptos, el amplio espectro taxonómico y las condiciones específicas de cada sitio.
3. El sitio sin eucaliptos (SE) tiene una estabilidad en los parámetros de riqueza y de abundancia de artrópodos a lo largo del tiempo muestreado.
4. Diplopoda y Thysanoptera son grupos exclusivos del sitio SE y estos aumentan en el sitio sujeto a remoción de eucaliptos (RE) después de la tala, por lo que se observan indicios de una recuperación de la comunidad. También, el aumento del orden Diptera puede indicar cambios en la vegetación, pues abundan en sitios con y sin eucaliptos.
5. Las especies *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Chlorogonalia losoplanensis* (Hemiptera) sugieren perturbación en el sitio RE y disminuyeron en el último muestreo.

El Pedregal de San Ángel es un ecosistema que se encuentra rodeado por la mancha urbana, por lo que es importante mantener su estado natural mediante la ejecución de acciones de restauración ecológica. El presente estudio sugiere que las comunidades de artrópodos epífitos son afectadas por estos árboles exóticos invasores y cosmopolitas.

VII. CONSIDERACIONES FINALES

Se propone que en estudios posteriores se realicen las siguientes acciones: (1) registrar variables ambientales como la topografía, la variación en la precipitación en los sitios de muestreo y registrar la altura y el rebrote de eucaliptos si es el caso, lo anterior con el objetivo de obtener más información que explique la composición y estructura de la comunidad de artrópodos epífitos; (2) muestrear con red entomológica y colecta con golpeo del eucalipto e incluso colecta manual en éste árbol, esto a diferentes distancias de la copa de los eucaliptos para tener una escala más precisa de los efectos de estas plantas exóticas, y (3) tener más réplicas de sitios con y sin eucaliptos y en fragmentos de pedregal de tamaño similar para predecir e interpretar teóricamente si el sitio está en un estado transicional hacia uno conservado, de acuerdo con la idea de Westoby *et al.* (1989), tal como lo propuso Farfán-Beltrán (2015) al estudiar las comunidades de artrópodos capturados con trampas jabonosas de colores en otros tres sitios sujetos a restauración en la REPSA.

En caso de remoción de eucaliptos se propone un reemplazo de éstos, por árboles nativos como tepozanes o palo loco, así como otras que pudieran sustituir la función que cumplen los eucaliptos pues, se conoce que los eucaliptos proporcionan un recurso para ser utilizados como sitio de percha para las aves que habitan en el Pedregal de San Ángel, algunas de ellas migratorias (San José-Alcalde, 2010; Figueroa-Aquino, 2020).

REFERENCIAS

- Afzal, S., Nawaz, M. F., Siddiqui, M. T. y Aslam, Z. 2018. Comparative study on water use efficiency between introduced species (*Eucalyptus camaldulensis*) and indigenous species (*Tamarix aphylla*) on marginal sandy lands of Noorpur. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 55(1): 127–135. DOI: 10.21162/PAKJAS/18.6626
- Álvarez-Icaza, P. 2009. Presentación. En: Chediack, S. E. (ed.). *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Corredor Biológico Mesoamericano, Serie Diálogos No. 3. México, D.F., México, pp. 3-4.
- Andersen, A. N., Fisher, B. D., Hoffman, J. L. y Richards, R. 2004. The use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology*, 29(1): 87-92. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2004.01362.x
- Badii, M. H., Guillen, A., Rodríguez, C.E., Lugo, O., Aguilar J. y Acuña M. 2015. Pérdida de biodiversidad: causas y efectos. *International Journal of Good Conscience*, 10 (2): 156-174.
- Beadle, N. C. W. 1966. Soil phosphate and its role in moulding segments of the Australian flora and vegetation, with special reference to xeromorphy and sclerophylly. *Ecology*, 47(6): 992-1007. DOI: 10.2307/1935647
- Borror D. J. y White R. E. 1998. *A field guide to insects: America north of Mexico*. The Peterson Field Guide Series. Houghton Mifflin Company, Nueva York, EE. UU.

- Bowler, P. A. 2000. Ecological restoration of coastal sage scrub and its potential role in habitat conservation plans. *Environmental Management*, 26(Sup.1): S85-S96. DOI: 10.1007/s002670010064
- Bueno-Villegas, J. 2012. Diplópodos: los desconocidos formadores de suelo. *Biodiversitas*, 102: 1-5.
- Bulacio, V., Montero, G., L. Vignaroli, L. y Prado, D. 2005. Diversidad de artrópodos otoño-invernales presentes bajo el ritidoma de *Eucalyptus*. En: Roig, S. (presidente). *Resúmenes del VI Congreso Argentino de Entomología*. Tucumán, Argentina, p. 134.
- Camacho-Castillo, E. 1999. Demografía y movilidad de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.
- Cano-Santana, Z. 1994. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Tesis doctoral. Unidad Académica de los Ciclos Profesionales y Posgrado del Colegio de Ciencias y Humanidades y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.
- Cano-Santana, Z., Pisanty, I., Segura, S., Mendoza-Hernández, P. E., León-Rico, R., Soberón J., Tovar, E., Martínez-Romero, E., Ruiz, L. C. y Martínez-Ballesté, A. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle. En: Oyama, K. y Castillo, A. (eds.). *Manejo conservación y*

restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica. Siglo XXI/Universidad Nacional Autónoma de México, México, México, D.F., México.

Cano-Santana, Z., San José-Alcalde, M. Ayala, E. Valdez, E. Saucedo-Morquecho, A. Garmendia-Corona, J. 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. En: *III International Symposium of Ecological Restoration*. Villa Clara, Cuba, septiembre.

Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B. y Suárez-Álvarez, V. Á. 2013. Causas de la pérdida de biodiversidad: especies exóticas invasoras. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural 2ª Época*, (10): 55-76.

Carles-Tolrá, M., Arnaldos, M. I., Begoña, I. y García, M. D. 2014. Novedades faunísticas y entomosarcosaprófagas de la Región de Murcia, SE de España (Insecta: Diptera). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica*, 108 (1-4): 21-35.

Castro-Díez, P., Valladores, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3): 61-68.
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/532>

Charles, H. y Dukes, J. 2008. Impacts of invasive species on ecosystem services. *Ecological Studies*, 193: 217-237. DOI: 10.1007/978-3-540-36920-2_13

Chediack, S. E. 2009. Conceptos generales sobre biodiversidad y manejo de recursos naturales. En: Chediack, S. E. (ed.). *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Corredor Biológico Mesoamericano, México, D.F., México, pp. 13-27.

CONABIO (Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2019. Sistema de Información sobre especies Invasoras: Especies exóticas invasoras. Disponible en: <www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras>, consultado el 9 de mayo de 2019.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2022. Resúmenes mensuales de temperaturas y Lluvia. CONAGUA. Disponible en: <smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>, consultado el 4 de enero de 2022.

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 de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

Crowther, T. W., Boddy, L. y Jones, T. H. 2011. Outcomes of fungal interactions are determined by soil invertebrate grazers. *Ecology Letters*, 14(11): 1134-1142. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01682.x

- Díaz, J. E., Amat, G. y Vargas, O. 2007. Caracterización de la artropodofauna epigea de zonas intervenidas en los predios del embalse Chisacá. En: Vargas, O. (ed.). *Restauración ecológica del bosque Altoandino*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, pp. 199-214.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., Walsh, R. y Leighton-Boyce, G. 2004. The effects of *Eucalyptus globulus* on soil hydrological behaviour. En: Borralho, N., Pereira J. S., Marques, C., Coutinho, J., Madeira, M. y Tomé, M. (eds.). *Eucalyptus in a changing world*. International IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts. Instituto Investigaçãõ da Floresta e Papel, Aveiro, Portugal, pp. 93-102.
- Espinosa-García, F. J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L'Herit. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 58: 55-74. DOI: 10.17129/botsoci.1487
- Farfán-Beltrán, M. E. 2015. 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 de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.
- Fernández-Guyabo, S. y Pujade-Villar, J. 2015. Orden Hymenoptera. *Revista IDE@ Sociedad Entomológica Aragonesa*, (59): 1-36.
- Ferreira, R. L. y Marques, M. M. G. S. M. 1998. A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e Mata secundária heterogênea. *Anais Sociedade Entomológica do Brasil*, 27(3): 395-403. DOI: 10.1590/S0301-80591998000300007

- Figuroa-Aquino, M. 2020. Estructura de la comunidad de aves y redes planta-ave en zonas sujetas a restauración y conservadas en la Reserva del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Finnamore, A. T. 1996. *The advantages of using arthropods in ecosystem management. A Brief from the biological survey of Canada (terrestrial arthropods)*. Provincial Museum of Alberta, Alberta, Canadá.
- Fork, S., Woolfolk, A., Akhavan, A., Dyke, E. V., Murphy, S., Candilord, B., Newberry, T., Schreibman, S., Salisbury, J. y Wasson, K. 2015. Biodiversity effects and rates of spread of nonnative eucalyptic woodlands in central California. *Ecological Applications*, 25(8): 2306-2319. DOI: 10.1890/14-1943.1
- Gangwere, S. K., Morales-Martín, M. y Morales-Agacino, E. 1972. The distribution of the Orthopteroidea in Tenerife, Canary Islands, Spain. *Contributions of the American Entomological Institute*, 8(1): 1-40.
- Goldarazena, A. 2015. Orden Thysanoptera. *Revista IDE@ Sociedad Entomológica Aragonesa -Ibero Diversidad Entomológica Accesible*, (52): 1-20.
- Gómez, J. A. 2008. Ecología de los ensamblajes de larvas de odonatos (Insecta) y su uso potencial como indicadores de calidad ecológica en la Sierra de Coalcomán, Michoacán, México. Tesis de doctorado. Instituto de Ciencias Básica e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.
- González-Guiñes, R., Silva-Aguayo, G., Urbina-Parra, A. y Gerding-González, M. 2016. Aceite esencial de *Eucalyptus globulus* Labill y *Eucalyptus nitens* H. Deane y Maiden (Myrtaceae) para el control de *Sitophilus zeamais* Motschulsky. *Chilean Journal of*

Agricultural & Animal Science (exAgro-Ciencia), 32(3): 204-216. DOI: 10.4067/S0719-38902016005000005

Google MyMaps. 2022. [Sitios de estudio: sujeto a restauración con tala de eucaliptos (RE), adyacente con eucaliptos (ADC), independiente con eucaliptos (INC) y sin eucaliptos (SE).] Recuperado el 28 de agosto de 2022 de: <www.google.com/maps/d/u/0/edit?mid=1U32g-ZvIC1hNnboh-3pQKusi9hiYStzl&usp=sharing>

Granados-Sánchez, D. y López-Ríos, G. F. 2007. Fitogeografía y ecología del género *Eucalyptus*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 13(2): 143-156.

Hall, J. B. y Rodgers, W. A. 1992. *Buffers at the boundary*. Network paper 13a. Rural Development Forestry Network. Overseas Development Institute, Londres, Reino Unido.

Hernández-Flores, J., Osorio-Beristáin, M. y Martínez-Garza, C. 2016. Ant foraging as an indicator of tropical dry forest restoration. *Environmental Entomology*, 45(4): 991-994. DOI: 10.1093/ee/nvw054

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 de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, México, D.F., México.

- Hervé, P. A. 2007. Efecto de la radiación β en el comportamiento del isópodo terrestre *Porcellio scaber* (Latreille, 1804). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- Hongfu, Z. 1949. *How to know the immature insects; an illustrated key for identifying the orders and families of many of the immature insects with suggestions for collecting, rearing and studying them.* W. C. Brown Co., Peiping, China. DOI: 10.5962/bhl.title.6527
- Iermanó, M. J., Paleologos, M. F., Maggio, A. D. y Sarandón, S. J. 2018. Importancia de la integración animal-vegetal en la composición y estructura de la artropodofauna epífita en sistemas extensivos del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. En: *Resúmenes.* Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología-SOCLA y Asociación Brasileña de Agroecología-ABA, VI Congreso Latinoamericano de Agroecología, X Congreso Brasileiro de Agroecología y V Seminario de Agroecología del Distrito Federal y Región. Brasília, D.F., Brasil. *Cadernos de Agroecologia*, 13(1).
- Jansen, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a Tropical Rainforest restoration project. *Restoration Ecology*, 5(2): 115-124. DOI: 10.1046/j.1526-100X.1997.09714.x
- Jimeno-Calle, E. y Quesada, O. A. 2016. El uso ácaros (Arachnida: Acari) como bioindicadores: 8 excusas para utilizarlos. En: Combata-Heredia, J. O. (Presidencia). PROCEEDINGS II Congreso Latinoamericano de Acarología. Montenegro, Quindío, Colombia, pp. 25-27.

- Jones, C., G., Lawton, J., H. y Shachk, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Ecosystem Management*: 130-147. DOI: 10.1007/978-1-4612-4018-1_14
- Kremen, C., Colwell, C. R., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F. y Sanjayan, M. A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7(4): 796–808.
- Longcore, T. 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A). *Restoration Ecology*, 11(4): 397-409. DOI: 10.1046/j.1526-100X.2003.rec0221.x
- López-Gómez, V., Jiménez-Cedillo, L. Y., Blanco-Becerril, M. A. y Cano-Santana, Z. 2009. Ecología de la comunidad de artrópodos asociada a *Muhlenbergia robusta* (Poaceae). En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México, pp. 441-451.
- Lot, A., Pérez-Escobedo, M., Gil-Alarcón, G., Rodríguez-Palacios, S. y Camarena, P. 2012. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: atlas de riesgos*. 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.
- Maestri, R., Leite, M. A. S., Schmitt, L. Z. y Restello, R. M. 2013. Efeito de mata nativa e bosque de eucalipto sobre a riqueza de artrópodos na serrapilheira. *Perspectiva*, 37: 31-40.

- Majer, J. D. 1983. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land use and land conservation. *Environmental Management*, 7: 375-383. DOI: 10.1007/BF01866920
- Maravilla-Romero, M. C. y Cano-Santana, Z. 2009. Riqueza florística, estado de conservación y densidad de eucaliptos en cinco zonas de amortiguamiento y un área natural no protegida de Ciudad Universitaria. En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México, pp. 509-521.
- Márquez, J. 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 37: 385-408.
- Márquez-Huitzil, R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. En: Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M. y Azuara, D. (eds.) *Temas sobre restauración ecológica*. Unidos para la Conservación, A.C., México, D.F., México, pp. 159-168.
- Matos, J. y Ballate, D. 2006. *ABC de la ecología*. Editorial Feijóo, Santa Clara, Cuba.
- McGavin, G. C. 2000. *Manual de identificación de insectos, arañas y otros artrópodos terrestres*. Ediciones Omega, Barcelona, España.
- Mendoza, C. P. y Tovar-Sánchez, E. 1996. Ecología de forrajeo de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. México. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.

- Mendoza, P. E. y Núñez, I. 2020. Ciencias y sus pedregales: a un año de adopción. Conferencia ofrecida el 5 de junio de 2020 desde Facebook live de Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. En: <www.facebook.com/watch/?v=2309810839314305>
- Mendoza-Hernández, P. E., Cano-Santana, Z., Álvarez-Sánchez, F. J., Núñez, I., Barrales, B., Maravilla-Romero, M. C., Rosendo-González, M., Figueroa-Aquino, M., Argüelles-Castañeda, A., García-Álvarez, L., Garmendia-Corona, A. y Jasso-Cerón, J. 2022. Los pedregales de la Facultad de Ciencias, UNAM: un patrimonio y ecosistema que fortalece la docencia. En: Loreto López, R. (coord.). *Las universidades iberoamericanas y la preservación del patrimonio histórico, cultural y natural*. Dirección General de Publicaciones, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, pp. 311-338.
- Moran, V. C. y Southwood, T. R. E. 1982. The guild composition of arthropod communities in trees. *Journal of Animal Ecology*, 51(1): 289-306. DOI: 10.2307/4325
- Morelos-Rebollar, J. 2019. Respuesta de la comunidad vegetal a la remoción de eucaliptos con fines de restauración en la zona “A2” de la Reserva del Pedregal de San Ángel, CDMX. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- 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 de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.

- Nava-López, M., J. Jujnovsky, R. Salinas-Galicia, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida-Leñero. 2009. Servicios ecosistémicos. 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.
- Olwolafe, E. A. y Alexander, M. J. 2007. Effects of *Eucalyptus camaldulensis* plantation on mineland soils on the jos plateau, Nigeria. *Nigerian Journal of Botany*, 20(2): 361-372.
- Orlosfke, J., Ohnersorg, W. y Debinski, D. 2011. A comparison of the arthropod communities in remnant, restored and reconstructed Iowa tallgrass prairies. *Natural Areas Journal*, 31(2): 148-155. DOI: 10.3375/043.031.0207
- Paleologos, M., Flores, C., Sarandon, S., Stupino, S. y Bonicatto, M. 2008. Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes naturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología*, 3(1): 28-40.
- Palomino, B. D. 2009. Diversidad de artrópodos edáficos en tres ecosistemas. *Revista Brasileira de Agroecología*, 4(2): 4012-4015.
- Pereyra, M. 2016. Diversidad y composición de especies de hormigas epígeas en paisajes fragmentados del Bosque Chaqueño: patrones de cambio y consecuencias sobre interacciones planta-animal. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- PRO Pedregal – Ciencias. 2021. Nuestra historia y ¿cómo llegamos a la firma del acuerdo de adopción de los pedregales? Disponible en:

<<https://www.facebook.com/propedregalciencias/posts/2974504899471649>>

consultado el 30 de marzo de 2022.

Recher, H. F., Majer, J. D. y Ganesh, S. 1996. Seasonality of canopy invertebrate communities in eucalypt forests of eastern and western Australia. *Australian Journal of Ecology*, 21(1): 64-80. DOI: 10.1111/j.1442-9993.1996.tb00586.x

Rényi, A. 1961. On measures of entropy and information. En: Neyman, J. (ed.) *IV Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. Berkeley, California, EE. UU, pp. 547-561.

REPSA (Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel). 2019. Disponible en: <www.repsa.unam.mx>, consultado el 11 de marzo de 2019.

Reynolds, B. C. y Crossley, D. A. 1997. Spatial variation in herbivory by forest canopy arthropods along an evaluation gradient. *Environmental Entomology*, 26(6): 1232-1239. DOI: 10.1093/ee/26.6.1232

Rezack, M., Pekar, S y Lubin, Y. 2008. How oniscophagous spiders overcome woodlouse armour. *Journal of Zoology*, 275 (1): 64-71. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2007.00408.x

Ribera, I., Melic, A. y Torralba A. 2015. Introducción y guía visual de los artrópodos. *Revista IDE@ Sociedad Entomológica Aragonesa-Ibero Diversidad Entomológica*, (2): 1-30.

Rincón-Silva, N. G., Moreno-Pireján, J. C. y Giraldo, L. 2015. Thermodynamic study of adsorption of phenol, 4-chlorophenol, and 4-nitrophenol on activated carbon obtained from eucalyptus seed . *Journal Chemistry*, 2015: 1-12. DOI: 10.1155/2015/569403

- Ríos, H. F. y Vargas, O. 2003. Ecología de las especies invasoras. *Perez Arvalaezia*, 14: 119-148.
- Ríos-Casanova, L., Cano-Santana Z. y Godínez-Álvarez H. 2010. Patterns of arthropods diversity in contrasting habitats of El Pedregal de San Ángel, a preserve on Mexico City. *Southwestern Entomologist*, 35(2): 165-175. DOI: 10.3958/059.035.0205
- Roth, J. P., MacQueen, A., y Bay, D. E. 1988. Predation by the introduced phoretic mite, *Macrocheles peregrinus* (Acari: Macrochelidae), on the buffalo fly, *Haematobia irritans exigua* (Diptera: Muscidae), in Australia. *Environmental Entomology*, 17(3): 603-607. DOI: 10.1093/ee/17.3.603
- Rueda-Salazar, A. M. y Cano-Santana, Z. 2009. Artropodofauna. 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.
- Ruvalcaba-Sánchez, L. I., Cano-Santana, Z., Sánchez-Gallén, I., Tovar-Sánchez, E., Anaya-Merchant, C. y Figueroa-Castro, D.M. 2009. Estructura de la comunidad de invertebrados epífitos asociados a *Verbesina virgata* (Asteraceae). En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.
- Sadlon, A. E. y Lamson, D. W. 2010. Immune-modifying and antimicrobial effects of *Eucalyptus* oil and simple inhalation devices. *Alternative Medicine Review*, 15(1): 33-47.
- Salazar-Centeno, D. J., García-Centeno, L. J., Rodríguez-González, H. R., Arsenio-Calero, C., Morales-Navarro, M. A. y Valverde-Luna, L. O. 2017. *Evaluación agroecológica*

de dos agroecosistemas con granos básicos de Diriamba y dos en Chinandega, Nicaragua. Unión Nacional de Agricultores y Ganaderos, Managua, Nicaragua.

San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos zonas sujetas a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.

Sarukhán, J. 2009. ¿Por qué se pierde la biodiversidad?, Universidad de las Naciones Unidas. Disponible en: <<https://www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/porque>>, consultado el 11 de agosto de 2020.

Schowalter, T. D. 1995. Invertebrate community structure in a tropical rain forest canopy in Puerto Rico following hurricane Hugo. *Biotropica*, 26(3): 312-319. DOI: 10.2307/2388853

Schowalter, T. D. 2011. *Insect ecology: An ecosystem approach*. Academic Press, San Diego, California, EE. UU.

Schowalter, T. D. 2016. *Insect ecology: An ecosystem approach*. Academic Press, San Diego, California, EE. UU.

Schowalter, T. D. y Ganio, M. 1999. Invertebrate communities in a tropical rain forest canopy in Puerto Rico following Hurricane Hugo. *Ecological Entomology*, 24(2): 191-201. DOI: 10.1046/j.1365-2311.1999.00186.x

Segura-Burciaga, S. 1995. Estudio poblacional de *Eucalyptus resinifera* Smith. (Myrtaceae) en la reserva ecológica de El Pedregal de San Ángel, C.U., México, D.F. Tesis de

licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, México, D.F., México.

Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y control de *Eucalyptus resinifera*. En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.

Segura-Burciaga, S. y Meave, J. 2001. Effect of the removal of the exotic *Eucalyptus resinifera* on the floristic composition of a protected xerophytic shrubland in southern Mexico City. En: Brundu, G., Brock, J., Camarda I., Child L. y Wade M. (eds.). *Plant invasions: Species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, México, D.F., México, pp. 319-329.

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 17 de noviembre de 2018.

Siebe, C. 2009. La erupción del volcán Xitle y las lavas del Pedregal hace 1670+/-35 años AP y sus implicaciones. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel", ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.

Siegel, S., y Castellan, N. J. 2001. *Estadística no paramétrica: aplicada a las ciencias de la conducta*. Cuarta edición. Trillas, México, D.F., México.

- Siemann, E., Haarstad, J. y Tilmen, D. 1999. Dynamics of plant and arthropod diversity during old-field succession. *Ecography*, 22(4): 406-414. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1999.tb00577.x
- Strong, D. R., Lawton, J. H. y Southwood, S. R. 1984. *Insects on plants: community and mechanisms*. Blackwell Scientific Publicatons. Oxford, UK.
- Tellería, J. 2013. Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de especies. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 2ª época (10): 13-25.
- Tokeshi, M. y Townsend, C. R. 1987. Random patch formation and weak competition: coexistence in an epiphytic chironomid community. *Journal of Animal Ecology*, 56(3): 833-845. DOI: 10.2307/4951
- Torres-Sánchez U. y Villalobos-Contreras G. 2019. Historia de trabajo en zona de amortiguamiento A2. Documento de reporte inédito. Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología y Escuela Nacional de Trabajo Social, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Tovar-Sánchez, E. y Oyama, K. 2006a. Community structure of canopy arthropods associate to *Quercus crassifolia* x *Q. crassipes* complex. *Oikos*, 112(2): 370-381. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2006.14029.x
- Tovar-Sánchez, E. y Oyama, K. 2006b. Effect of hybridization of the *Quercus crassifolia* x *Quercus crassipes* complex on the community structure of endophagous insects. *Oecologia*, 147: 702-713. DOI: 10.1007/s00442-005-0328-5

- Triplehorn, C. A. y Johnson, N.F. 2005. *Borrór and DeLong's introduction to the study of insects*. 7ª. edición. Thomson Learning, San Francisco, California, EE. UU.
- Tuxill, J. y Nabhan G. P. 2001. *People, plants and protected areas. A guide to in situ management*. Earthscan Publications, Londres, Reino Unido.
- UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México). 2005. Acuerdo por el que se rezonifica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM* 2 de junio de 2005: 20-21.
- UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México). 2019. Adopta Ciencias afloramientos de CU. *Gaceta UNAM* 27 de junio de 2019. Disponible en: <<https://www.gaceta.unam.mx/adopta-ciencias-afloramientos-de-cu/>>, consultado el 20 de marzo de 2022.
- Varley, G. C., Gradwell, G. R. y Hassel, M. P. 1973. *Insect population ecology*. Blackwell, Londres, Reino Unido.
- Veiras, X. y Soto, M. A. 2011. *La conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España (y Portugal)*. Campaña de Bosques y Clima de Greenpeace España, Madrid, España.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. y Pyšek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7): 702-708. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x
- Villalobos-Contreras, G. 2019. Rebrote de eucaliptos. (Documento de reporte inédito). Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología. Ciudad de México, México.

- Villalobos-Contreras, G. y Torres-Sánchez, U. 2017. Diario de campo 2017. Documento de reporte inédito. Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Westoby, M., Walker, B. y Noymeir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*, 42(4): 266-274.
- Wilcox, M. D. 1997. *A catalogue of the Eucalyptus*. Groome Pöyry Ltd., Auckland, Nueva Zelanda.
- Yen, A. L. y Butcher, R. J. 1997. *An overview of the conservation of non-marine invertebrates in Australia*. Environment Australia, Canberra, Australia.
- Zambrano, L., Cano-Santana Z. y Castillo, A. 2018. *Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria*. Proyecto PAPIIT-UNAM IV200117. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Zhang, Z-Q. 2011. Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa*, 3148(1): 1-82. DOI: 10.11646/zootaxa.3148.1.2

ANEXO 1

Lista de artrópodos en los cuatro sitios del muestreo. El grupo funcional puede referirse a nivel de morfoespecie o familia de manera general. Dp (Depredador), De (Detritívoro), Fb (Fitobarrenador), Fm (Fitomasticador), Fs (Fitosuccionador), Fu (Fungívoro), M (Melífago), O (Omnívoro), S (Sapófago) y ND (no determinado). Se reporta si es exótica (E) o Nativa (N) de México

Clase	Orden	Familia	Morfoespecie(s) o Especie	Grupo funcional / exótica o nativa	
Subphylum Chelicerata					
Arachnida	Araneae	-	1-36	Dp	
		Salticidae	1-6	Dp	
	Acari	-	1-17	Dp	
	Scorpiones	Vaejovidae	<i>Vaejovis</i> sp.	Dp	
	Pseudoescorpiones	Chthoniidae	1	Dp	
Subphylum Crustacea					
Malacostraca	Isopoda	-	1	De	
Subphylum Myriapodade					
Diplopoda	-	-	1-4	De	
Subphylum Hexapoda					
Collembola	Entomobryomorpha	-	1-3	De	
	Symphyleona	-	1	De	
Insecta	Blattodea	Polyphagidae	1	O	
		Coleoptera	Brentidae	1	Fb
	Buprestidae		1	Fb	
	Carabidae		1	O	
	Cerambycidae		1	Fb	
	Chrysomelidae		1-18	Fm	
			<i>Acanthoscelides</i> sp.	Fm	
			<i>Enagria ovata</i>	Fm/N	
			<i>Epitrix</i> sp.	Fm	
			<i>Lema quinquenotata</i>	Fm/N	
			Coccinellidae	1-2	O
			<i>Cycloneda emarginata</i>	O	
			-	1-8	ND
			Anobiidae	1-2	Fb
			Corylophyidae	1	Fg
			Curculionidae	1-4	Fm
			Erotylidae	1-3	Fg
			Melyridae	1-4	Dp
				<i>Trichochoirus</i> sp.	Dp
	Mycetophagidae		1	Fg	
	Scarabaeidae	1-2	O		
		<i>Epitagrus</i> sp.	O		
	Staphylinidae	1	O		

Anexo 1 (continúa)

Clase	Orden	Familia	Morfoespecie(s) o Especie	Grupo funcional / exótica o nativa		
Insecta	Diptera	Acartophthalmidae	1-2	ND		
		Anthomyiidae	1	O		
		Anthomyzidae	1-3	Fs		
		Asteiidae	1	ND		
		Camillidae	1-2	ND		
		Campichoetidae	Campichoetidae 1	S		
		Canacidae	1-5	S		
		Cecidomyiidae	1-3	O		
		Chironomidae	1-3	O		
		Chloropidae	1-6	O		
		Culicidae	1-4	O		
		Curtonotidae	1-4	ND		
		Cylindrotomidae	1	ND		
		Diadocidiidae	1	S		
		-	1-55	ND		
		Empididae	1	Dp		
		Heleomyzidae	1-5	O		
		Lauxaniidae	1-4	S		
			<i>Meiosimyza</i> sp.	S		
			Limoniidae	1	O	
			Muscidae	1	Fs	
			Mycetophilidae	1-5	O	
			Phoridae	1-3	O	
			Sciaricidae	1-2	O	
			Sphaeroceridae	1	Dp	
			Tephritidae	1-2	Fs	
		Hemiptera		Coreidae	1-4	Fs
				-	1-12	ND
				Largidae	1-2	Fs
				Lygaeidae	1-11	Fs
				Membracidae	1-4	Fs
				Pentatomidae	1-7	O
					<i>Padaeus trivitattus</i>	O/N
				Pseudococcidae	1	Fs
				Schizopteridae	1	Fs
				Aphididae	1-4	Fs
				Calophyidae	1	Fs
				Cercopidae	1-2	Fs
				Cicadellidae	<i>Chlorogonalia losoplanensis</i>	Fs
				1-55	Fs	
	Cixiidae		1-11	Fs		
			<i>Omanolidia bistyla</i>	Fs/N		
	Cydnidae		1-4	Fs		
	Delphicidae		1-10	Fs		

Anexo 1 (continúa)

Clase	Orden	Familia	Morfoespecie(s) o Especie	Grupo funcional / exótica o nativa	
Insecta	Hymenoptera	Derbidae	1-3	Fs	
		-	1-5	ND	
		Issidae	1-7	Fs	
		Ampulicidae	1	Dp	
		Braconidae	1-10	Dp	
		Eulophidae	1-3	Dp	
		Eurytomidae	1-8	O	
		Figitidae	1-2	Dp	
		Formicidae	1-4	O	
		Halictidae	1	M/N	
		-	1-9	ND	
		Ichneumonidae	1-4	Dp	
		Platygastridae	1-6	Dp	
		Tetracampidae	1	Dp	
		Vanhorniidae	1	ND	
		Lepidoptera	Geometridae	1	Fm
				<i>Acronyctodes mexicanaria</i>	Fm/N
		Hepialidae	1	Fm	
		-	1-8	Fm	
	Neuroptera	Chrysopidae	<i>Chrysopa carnea</i>	Dp	
	Orthoptera	Pyrgomorphidae	<i>Sphenarium purpurascens</i>	Fm/N	
		Acrididae	1	Fm	
	Phasmatodea	-	1-2	O	
Psocodea	Psocidae	1-3	O		
Thysanoptera	Phlaeothripidae	1-2	O		
	Thripidae	1-2	O		
	-	1-3	O		

ANEXO 2

Valores de números de Rényi para cada muestreo: $\alpha 0$ = número de especies, $\alpha 1$ = índice de Shannon y $\alpha 2$ = índice de Simpson. Los símbolos de los sitios se señalan en la Fig. 4.2.

	agosto 2017				octubre 2017				2018				2019			
α	RE	ADC	INC	SE	RE	ADC	INC	SE	RE	ADC	INC	SE	RE	ADC	INC	SE
0	36	85	53	79	13	41	41	50	148	92	51	55	75	109	77	123
1	5.95	13.77	7.58	7.49	12.47	23.39	34.33	14.70	52.87	34.48	19.72	7.46	36.48	52.48	26.53	42.43
2	2.20	3.28	2.44	2.40	11.84	11.47	28.36	4.43	14.11	12.89	6.87	3.10	16.90	21.75	10.44	14.35