



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**EFFECTO DE CINCO AÑOS DE ACCIONES DE RESTAURACIÓN  
SOBRE LA COMUNIDAD VEGETAL Y DOS POBLACIONES DE  
ARTRÓPODOS EN EL ÁREA A11 DE LA RESERVA DEL  
PEDREGAL DE SAN ÁNGEL**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**B I Ó L O G A  
P R E S E N T A:**

**GEORGINA GONZÁLEZ REBELES GUERRERO**



**DIRECTOR DE TESIS:  
DR. ZENÓN CANO SANTANA  
2012**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## Hoja de Datos del Jurado

1. Datos del alumno

González Rebeles

Guerrero

Georgina

55 81 02 18

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

304560190

2. Datos del Tutor

Dr.

Zenón

Cano

Santana

3. Datos del sinodal 1

Dra.

Alma Delfina

Orozco

Segovia

4. Datos del sinodal 2

Dra.

Ek

Del Val

De Gortari

5. Datos del sinodal 3

Dr.

Roberto Antonio

Lindig

Cisneros

6. Datos del sinodal 4

M. en C.

Irene

Pisanty

Baruch

7. Datos del trabajo escrito

Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el Área A11 de la Reserva del Pedregal de San Ángel

81p

2012

A mi familia  
por todo el amor y la alegría que me han dado.

A mis padres  
por todo lo que me han dado sin pedir nada a cambio,  
por su amor incondicional,  
por su constante apoyo,  
por las innumerables enseñanzas que me han dado  
y por ser mi inspiración para crecer como persona.

A mi hermano  
por siempre estar a mi lado apoyándome,  
haciéndome sonreír y enseñándome a ser fuerte.

# ÍNDICE

I.	AGRADECIMIENTOS	1
II.	RESUMEN	5
1.	INTRODUCCIÓN	7
	1.1 Los disturbios y la sucesión en las comunidades naturales	7
	1.2 Los disturbios antropogénicos y la importancia de la restauración ecológica	8
	1.3 Necesidad de estudios a largo plazo en la restauración ecológica	10
	1.4 Papel de las plantas exóticas, colonizadoras y arvenses en la restauración ecológica	11
	1.5 .El Pedregal del Xitle	13
	1.6 La Reserva del Pedregal de San Ángel	14
	1.7 Antecedentes	17
2	OBJETIVOS E HIPÓTESIS	21
3	MÉTODOS	22
	3.1 Sitio de estudio	22
	3.2 Sistema de Estudio	25
	3.3 Acciones de restauración	28
	3.4 Monitoreo de la comunidad vegetal	30
	3.5 Listado florístico	33
	3.6 Monitoreo del control de plantas exóticas	33
	3.7 Densidad de artrópodos	34
4	RESULTADOS	35
	4.1 Monitoreo de la comunidad vegetal	35
	4.2 Listado florístico	40
	4.3 Monitoreo del control de plantas exóticas	40
	4.4 Densidad de dos poblaciones de artrópodos	44
	4.5 Costos calculados de las jornadas de restauración ecológica	46
5	DISCUSIÓN	48
	5.1 Monitoreo de la comunidad vegetal	48
	5.1.1. Plantas dominantes de las comunidades vegetales estudiadas	48
	5.1.2. Restauración de plantas exóticas y arvenses	53
	5.1.3. Cambios en la cobertura a través del año	55
	5.1.3. Comparación con estudios previos	55
	5.2 El listado florístico	56
	5.3 Experiencias del experimento de remoción de plantas exóticas y arvenses	57
	5.4 Densidad de artrópodos	59
	5.5 Costos calculados de las jornadas de restauración ecológica	62
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	64
	LITERATURA CITADA	66
	APÉNDICE	78

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco a mis padres y mi hermano por toda la ayuda que me dieron en los muestreos y para las jornadas de restauración. Al Dr. Zenón Cano Santana por todo su apoyo, sus consejos, por ayudarme a crecer en los aspectos académicos y personales. A Daniela Fernández, Miriam San José Alcalde, Rodrigo Muñoz, Maria Ayala, Ariana Romero, Emmanuel Zeno, Estefanía Valdez, Daniel Torres, Fernando, Erandi Saucedo, Ixchel González, Alberto Flores Rocha, César Augusto Espinoza, Angélica Muñiz, Teresa, León Felipe, Karla Aguirre, Alejandra López, Adriana Garmendia, Daimy, y Estefania Arroyo, por su ayuda en los muestreos y en las jornadas de restauración. A la M. en C. Yuriana Martínez Orea por la identificación de los ejemplares herborizados. A la M. en C. Beatriz González Hidalgo y a Daniel Díaz Contreras por ayudarme a identificar algunos de mis ejemplares herborizados. A los sinodales: la Dra. Alma Orozco Segovia, la Dra. Ek del Val de Gortari, el Dr. Roberto Lindig Cisneros y la M. en C. Irene Pisanty por sus atinadas observaciones al manuscrito.

A mis profesores del taller, Víctor López, Israel Carrillo Álvarez, Concepción Martínez Peralta, Jordan Golubov, Gisela Aguilar Morales, María de Carmen Mandujano y Mónica Quejeiro por todo su apoyo. Al M. en C. Iván Castellanos Vargas por su asistencia técnica en el laboratorio. Al Biól. Marco Antonio Romero Romero por el mantenimiento de los equipos de cómputo del laboratorio. A Moisés Robles Aguirre, María Angélica Macías Oliva y Nancy Mejía Morán por la difusión de las jornadas y apoyo técnico para la elaboración de los carteles de divulgación de las jornadas de Restauración de la REPSA.

A los proyectos PE204809 "Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración" y PAPIIT IN-222006

“Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de las zonas de la Reserva del pedregal de San Ángel afectadas por relleno de materiales y extracción de cantera”, por el apoyo financiero.

A todos los voluntarios que asistieron a las jornadas de restauración: Salem Achá Mendoza, Aurora Albarrán Hernández, Iliana Alcalá Moreno, Rubén Ali Tarfán, Miroslava Almazán Niño, Andrea Alva, Soon Yoo Anaya, Sandra Antonio Baeno, Luis Alberto Aragón Ramírez, Marina Arce, Nieves Arellano, Teresa Arellano, Roberto Arreola Ramos, Inti Arroyo, Diana Badillo Luvían, Luis E. Balanzario Chávez, Gerónimo Barrera de la Torre, Ma. De los Ángeles Bautista Beltrán, Andrea Bautista Roldán, Marco Benítez Rosas, Tonalí Blanco Ayala, Sebastián Block Munguía, Ferrer Bolaños, Claudia Brindis Zavala, Armando Caballero Tate, Silvia Angélica Cano Chávez, Pedro Cano Villanueva, Monserrat Carrera, Ma. José Carrillo Serrano, Giovanni Emmanuel Casasola Tello, Francisco Castillo, César Castillo Torres, Minerva Castro Aguilar, Hiram Castro Garibay, Mariana Cavita Castro, Carolina Ceballos Hernández, Karen Centeno Barba, Lucero Cetina Arenas, Néstor Chavarría Rodríguez, Juan Carlos Cheang, David Chibinas, José Carlos Chico Patiño, Ricardo Conde Figueroa, Diego Armando Contreras P., Iris Coronas Martínez, Juan Cortés Romero, Diana Cortés Tenorio, Elizabeth Cruz Rojas, Martín de los Santos, Mateo de Vecchi, Moisés Dina Pineda, Rubén Domínguez Hernández, Lezith Domínguez Olvera, Adriana Flores, Darío Flores, César Gaona Gaona, Miguel Ángel García, Rita M. García, Yezenia García, Miriam García Ávila, Manuel García Delgado, María Teresa García Gallardo, Elide García Hernández, Víctor García Hernández, Omar García Millán, David García Ortiz, Lidia García Rodríguez, Diana García Trejo, Pasta Gómez, Geraldine González, Oswaldo González, Liliana González Jiménez, Francisco Israel González Leyva,

Enrique González Lozada, Pável P. González Nasa, Raúl González Salas, Mariana Gutiérrez Simota, Elizabeth Hernández, Jerónimo Alberto Hernández, Daniel Hernández Cardoso, Alejandra Hernández Guillén, Gabriela Hernández Pérez, Christian Hernández Sierra, María Hidalgo de la Garma, Rafael Hintze Fernández, Silvia Jiménez, Tonatiuh Jiménez Zamora, Arturo Juana Santiago, Estefanía Lezama Barquet, Karen Libanet Mavir, Marise Lilián Trejo, Viridiana Lizardo, Karla Mayorga Lizaola, Victor López Muñoz, Mariana López Robles, Ana Isabel López Silva, Christina Lynggaard, Jorge Maciel Ruiz, César G. Maravilla López, Miriam Marín Miranda, Tania Marines Macías, Miroslevich Martínez Aruizu, Uriel Martínez Hernández, Alejandro Martinez Nava, Hiram Massa Anaya, Ma. Elisa Medel, Gonzalo Meidan Rangel, Daniela Méndez Álvarez, Carlos Meneses Mata, Itzel Georgina Meneses Ochoa, Hugo Alfredo Molina, J. Moncada Mares, Héctor Mondragón, Silvina Monge, Ana Itzel Montesinos, Éric Moreno Juárez, Lucero Muzquiz Villalobos, Gabriela Olvera García, Érika Olvera Valencia, Luis Orozco Flores, Jesús Ortiz, Isabel Ortiz Olvera, Javier Ortiz Ruiz, Claudia Palacios Guerrero, Antonio Paz Martinez, Eyra Ivonne Pedraza Martínez, Yohalli Pichardo Barreiro, J. Moncada Mares, Carlos Samuel Pérez, Érick Israel Pérez García, Evelyn Quiroz López, Fernando Rubén Ramírez M., Everardo Ramírez Trejo, Iván Ransom, Diana Yzalia Reynada Nava, Ernesto Rodríguez López, Erandi Tzayani Rodríguez Perez, Diego Roldán Piña, Carlos David S. C., Gustavo Sánchez Armenta, Judith Salazar Santana, Hugo E. Salgado Garrido, Julio César Sánchez Morales, Daniel Santillán, Laura Sol Lazcano, Elizabeth Solórzano Viscut, Clara Soto Cortés, Lidia Steinemann Hernández, Nayelly Suárez Pérez, Olivia Tabares, Gustavo Tapia, Perla Ugalde Muñiz, Adriana Uscanga, Christian Valdés Quezada, Ana Laura Valdez Hernández, Leopoldo Vázquez, María Lourdes Vázquez Cruz, Priscila Vega



Bautista, Ana Vega García, Omar Velásquez Palafox, Miguel Ángel Vences Espíndola, Daniela Venegas Suárez, Ana Laura Vichis González, Alma Villanueva, Xóchitl Vital Arriaga, Luis Fernando Zavala Z., Paulina Zedillo Avelleyra, Guadalupe Z.H. y Jorge Armando.

A todos mis amigos que me estuvieron apoyando. En especial a mis grandes amigas: Daniela Fernández, Dafne Uscanga, Arisbel Barba, Mariana Bermúdez, Mariana Sánchez y Raquel García.

A mis abuelos, tíos y primos, que siempre han ocupado un lugar importante en mi vida.

González-Rebeles G., G. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A11 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 81 pp.

## RESUMEN

El Pedregal de San Ángel provee de servicios ecosistémicos a la población capitalina; sin embargo, ha sufrido una pérdida de su área de alrededor del 70 % debido a la urbanización. Para proteger los últimos vestigios del matorral de *Senecio* (= *Pittocaulon*) *praecox* de esta zona en 1983 se creó la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), la cual ha estado siendo afectada por el recubrimiento del sustrato basáltico por materiales diversos, la introducción de eucaliptos y la extracción de cantera. La zona sureste del Área de Amortiguamiento 11 (A11) de la REPSA fue destruida en 2004 para convertirla en un estacionamiento, no obstante el proyecto fue cancelado, y de 2005 a 2010 el sitio ha estado sujeto a acciones de restauración ecológica tales como la adición de roca basáltica, el retiro de material no consolidado, y la extracción de plantas exóticas y arvenses.

El objetivo de este trabajo fue conocer el efecto que han tenido estas acciones de restauración ecológica llevadas a cabo durante cinco años (2005 a 2010) sobre la estructura de la comunidad vegetal y la densidad poblacional del chapulín *Sphenarium purpurascens* y la araña *Neoscona oaxacensis* durante el periodo de 2009 a 2010. Para ello, se realizó una comparación de estos elementos bióticos del área A11 con un área conservada de referencia

localizada dentro de la Zona Núcleo Poniente (ZN) de la REPSA. De agosto 2009 a agosto 2010 se analizó la comunidad vegetal con líneas de Canfield. Por otra parte, para determinar el efecto de control de las plantas exóticas y arvenses sobre la estructura de la vegetación, de octubre 2009 a octubre 2010, se analizó la estructura de la comunidad vegetal con líneas de Canfield en dos cuadros sujetos a extracción de plantas exóticas y arvenses y dos cuadros control no sujetos a extracción. La densidad de los artrópodos se analizó con un muestreo mensual de julio a octubre de 2010 de 20 cuadros de 1 m<sup>2</sup>. En la ZN las especies dominantes fueron *Buddleia* (=Buddleja) *cordata*, *Cissus sicyoides* y *Eupatorium petiolare*, mientras que en la zona A11 dominaron la gramínea exótica *Pennisetum clandestinum* y *B. cordata*; asimismo, hubo una mayor dominancia relativa de plantas exóticas en A11 que en ZN. En el experimento de control de plantas exóticas se vio que en los cuadros control las plantas exóticas dominaron en un 57 %, mientras que en los cuadros en donde sí hubo extracción dominaron las plantas no arvenses en un 76 %.

*S. purpurascens* mostró una densidad significativamente mayor en A11 que en ZN, mientras que *N. oaxacensis* tuvo densidades similares en ambos sitios. Se concluye que las actividades de restauración aumentaron la riqueza y cobertura de la vegetación nativa, permitieron la recuperación de la población de *N. oaxacensis*. Sin embargo en el A11, el herbívoro *S. purpurascens* tuvo altas densidades y la gramínea exótica *P. clandestinum* logró mantener su dominancia desde 2007, lo que sugiere que este sitio todavía mostró rasgos de zona perturbada. Por lo tanto, se requieren acciones más profundas de restauración para eliminar la planta exótica *P. clandestinum*.

# I. INTRODUCCIÓN

## 1.1 Los disturbios y la sucesión en las comunidades naturales

Los disturbios son eventos relativamente discretos, de origen natural o antropogénico, que desplazan o dañan a uno o más individuos, dando la oportunidad de que nuevos individuos se establezcan, pues afectan la disponibilidad de recursos y las condiciones físicas (Sousa 1984, Turner *et al.* 2003, Begon *et al.* 2006). Los disturbios varían entre sí en la amplitud de su distribución espacio-temporal, en su frecuencia, su predictibilidad, su magnitud, su intensidad (Turner *et al.* 2003), y constituyen una fuente de heterogeneidad espacial y temporal que afectan la estructura (incluyendo la diversidad) y dinámica de las comunidades naturales (Sousa 1984), lo que puede incrementar la probabilidad de invasión por otras especies externas (Hobbs y Huenneke 1992).

Frente al proceso “destrutivo” de los disturbios las comunidades pueden experimentar un proceso “constructivo” de sucesión ecológica (Turner *et al.* 2003), el cual puede considerarse como un proceso direccional, no estacional y continuo de colonización y extinción de especies a lo largo del tiempo en una comunidad (Begon *et al.* 2006). Sin embargo, Platt y Connell (2003), a través de la generación de modelos, cuestionaron el concepto clásico que se tenía de la sucesión ecológica y vieron que el reemplazo direccional sólo se inicia en disturbios catastróficos o en los disturbios no catastróficos en los que la especie invasora temprana no sobrevive pero posteriormente vuelve a invadir. Por lo tanto, el reemplazo direccional de especies no es el único cambio que se puede dar después de un disturbio (Platt y Connell 2003).

Durante la sucesión ocurren cambios en la composición de las comunidades hasta

que se registra una combinación persistente de especies que coexisten por un periodo lo suficientemente largo para considerarse que existe un tipo de equilibrio que fue denominado como clímax por algunos ecólogos como Clements (1916). Este concepto se utilizó durante mucho tiempo para denominar a las comunidades en las que los cambios sucesionales son ya mínimos, y se le consideró originalmente como una condición estática determinada fundamentalmente por el clima. Sin embargo, el concepto pronto se volvió polémico (Gleason 1917, 1926) y hoy se reconoce que el “clímax” es una ilusión, ya que la sucesión siempre está ocurriendo, a diferentes niveles de complejidad y con diferentes magnitudes, con la constante injerencia de los procesos de colonización y extinción de especies (Meffe y Carroll 1994).

La sucesión ocurre a diferentes escalas. Cuando se estudia una comunidad en menor escala se puede observar que está conformada por un mosaico de microsucesiones que en ocasiones no se pueden ver a simple vista (Begon *et al.* 2006).

## **1.2 Los disturbios antropogénicos y la importancia de la restauración ecológica.**

México es un país que se caracteriza por su excepcional riqueza biológica, que lo hace parte de los 17 países megadiversos del mundo (Mittermeier y Goetsch 1992). Aunque México representa menos del 1.5 % de la superficie total terrestre del planeta, aquí se localiza cerca del 10 % de las especies de plantas superiores conocidas y el 40 % de ellas son endémicas (SEMARNAT 2000); sin embargo, las costumbres adoptadas en la actualidad no favorecen el cuidado de nuestros ecosistemas. Desde inicios del siglo XX aumentó la tasa de urbanización y el cambio de uso de suelo a fin de incrementar la producción agropecuaria y poder atender las demandas alimentarias de una población humana que creció

exponencialmente durante este periodo, lo cual ha generado un aumento del número y de la intensidad de los disturbios antropogénicos que afectan a los ecosistemas de nuestro país (SEMARNAT 2000).

La respuesta de los científicos y la sociedad para evitar los disturbios antropogénicos ha sido asignar áreas naturales de protección y manejo; sin embargo, aún dentro de estas áreas y ciertamente fuera de ellas, la actividad humana ha seguido ocasionando un aumento de sitios perturbados (Meffe y Carroll 1994). Debido a lo anterior, es necesario buscar estrategias para recuperar la capacidad de autorregulación, la estructura y la dinámica de los sitios perturbados (SER 2004). La restauración ecológica es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido y también se le define como la alteración intencional de un ecosistema que ha sido dañado o destruido para restablecer un ecosistema histórico nativo (con su estructura, función, diversidad y dinámica) (Primack y Massardo 2001, SER 2004). No obstante, debido a que los ecosistemas son dinámicos, los objetivos de la restauración no pueden basarse en atributos estáticos y por lo tanto se debe considerar la funcionalidad del ecosistema a la cual se quiere llegar en el futuro y no sólo buscar “emular” los ecosistemas históricos (Hobbs y Harris 2001).

Primack y Massardo (2001) definieron cinco fases clave para el proceso de restauración: (1) identificar y tratar las causas y procesos responsables de la degradación del ecosistema, (2) definir en forma realista los objetivos y sus formas de evaluación, (3) desarrollar metodologías para implementar tales objetivos, (4) incorporar las metodologías desarrolladas en las prácticas de manejo ecosistémico, (5) evaluar el grado de éxito y monitorear el curso de la restauración.

La capacidad para restaurar un ecosistema dependerá de: (1) el grado de conocimiento que se tenga acerca de él, (2) la magnitud de la perturbación que sufre, (3) la disponibilidad de la biota nativa necesaria para la restauración, (4) el grado de variabilidad genética, (5) los costos y fuentes de financiamiento, (6) la voluntad política, (7) el grado de alteración de la hidrología, geomorfología y suelos, y (8) el tamaño del sitio a restaurar (Meffe y Carroll 1994, Primack y Massardo 2001).

### **1.3. Necesidad de estudios a largo plazo en la restauración ecológica**

El proceso de restaurar ecosistemas dañados requiere de la aplicación de teorías referidas a la sucesión ecológica y a la biología de poblaciones (Primack y Massardo 2001). Los programas de manejo en la restauración están diseñados para acelerar el proceso de sucesión o para buscar mantener a una comunidad en el estadio particular de la sucesión que tiene los atributos deseados; debido a esto, es importante investigar sobre los procesos clave de sucesión en el ecosistema a restaurar (Meffe y Carroll 1994). A partir de esta necesidad surgió la ecología de la restauración, la cual es la disciplina que estudia y realiza investigación científica acerca de los métodos para realizar restauraciones de ecosistemas (Primack y Massardo 2001).

Para poder estudiar los procesos de sucesión, los cuales son fenómenos que ocurren como resultado de cambios discretos, lentos y complejos, son necesarias las investigaciones a largo plazo. En este sentido, aunque en ocasiones los acercamientos a corto plazo pueden ser utilizados para entender los fenómenos a largo plazo, son necesarios los estudios con monitoreos en mayores escalas de tiempo cuando los ecólogos necesitan responder un grupo de preguntas de manera secuencial (Hobbie *et al.* 2003).

#### **1.4. Papel de las plantas exóticas, colonizadoras y arvenses en la restauración ecológica**

Los disturbios pueden promover la invasión de las comunidades por especies exóticas y esta invasión es una de las mayores preocupaciones en la conservación y manejo de ecosistemas (Hobbs y Huenneke 1992).

Las plantas exóticas o introducidas son las especies que han sido transportadas por los humanos a través de una gran barrera geográfica (Richardson *et al.* 2000). Cuando estas plantas superan ciertas barreras abióticas y bióticas que afectan la sobrevivencia se vuelven plantas naturalizadas. Las plantas naturalizadas también se definen como las plantas introducidas que se integran a la comunidad y al funcionamiento natural del ecosistema al que fue introducida (Segura-Burciaga 2005). Lo anterior puede deberse a que no causan cambios notables en las propiedades emergentes de la comunidad vegetal o porque no alteran el funcionamiento natural del ecosistema (Segura-Burciaga 2005). Incluso, en algunos sitios degradados es necesaria la introducción de especies exóticas para asistir a un proceso de restauración. En ocasiones, las plantas exóticas proveen de hábitat o alimento a organismos nativos que se encuentren en peligro (D'Antonio y Meyerson 2002).

Las plantas invasoras son las plantas naturalizadas que logran producir descendencia reproductivamente viable en sitios distantes a los sitios de introducción (Richardson *et al.* 2000). Segura-Burciaga (2005) considera que las plantas invasoras desplazan y excluyen competitivamente a algunas especies nativas, además pueden convertirse en dominantes de la comunidad y causar cambios en la composición de especies. Pueden en casos extremos ocasionar una disminución de la diversidad florística



natural de un área (Segura-Burciaga 2005).

Es difícil delimitar a las plantas exóticas de un sitio en particular. Por lo tanto, para este estudio consideramos como exóticas a las plantas que se encuentran presentes en México pero cuya presencia es debido a introducción intencional o accidental dada por la actividad humana (Villaseñor y Espinosa-García 2004). No consideramos si estas plantas son naturalizadas o invasoras.

Se pueden definir a las plantas colonizadoras como las plantas que aparecen en las etapas sucesionales tempranas (Rejmánek 2000). Estas plantas tienen una serie de atributos correlacionados con alta fecundidad, gran dispersión, crecimiento rápido cuando los recursos son abundantes y crecimiento lento y baja supervivencia cuando los recursos son escasos (Rees *et al.* 2001). En algunos sitios que fueron perturbados por el hombre, las plantas colonizadoras dominan y hay un bajo establecimiento de especies sucesionalmente tardías (Kleijn 2003, Li *et al.* 2008). Un objetivo de algunas restauraciones es obtener comunidades sucesionalmente tardías. Esto se debe a que, en ocasiones, en estas comunidades las especies dominantes son menos opresivas y por lo tanto puede coexistir un mayor número de especies subordinadas, lo cual da como resultado una mayor riqueza de especies (Grime 1987).

Es difícil saber qué plantas son colonizadoras en un sitio en particular, por lo tanto, en este estudio se consideraron a las plantas nativas clasificadas como arvenses como plantas colonizadoras. Las plantas arvenses, también conocidas como malezas o malas hierbas se definen como las plantas silvestres que crecen en los campos agrícolas y en sitios aledaños a los caminos (Espinosa-García y Sarukhán 1997). Debido a que estas especies se desarrollan en ambientes sujetos a disturbios antropogénicos se considera que son plantas

que colonizan espacios en las primeras etapas sucesionales y que, en ocasiones pueden tener un potencial efecto nocivo sobre el ecosistema en que se encuentran (Espinosa-García y Sarukhán 1997, Antonio-Garcés *et al.* 2009).

### **1.5. El Pedregal del Xitle**

El Pedregal de San Ángel o Pedregal del Xitle se encuentra al suroeste del valle de México y tiene una extensión aproximada de 80 km<sup>2</sup> que ocupa parte de las delegaciones Tlalpan, Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Coyoacán en el Distrito Federal (Peralta y Prado 2009). Este pedregal se desarrolló sobre un conjunto de formaciones basálticas que se originaron por la solidificación de flujos de lava que derramó la erupción del volcán Xitle hace aproximadamente 1,670 años (Peralta y Prado 2009). Existen en el pedregal seis comunidades de vegetación arbórea: bosque de *Quercus laeta* Liebm. (= *Q. centralis* Trel.), de *Quercus rugosa* Née, de *Pinus hartwegii* Lindl., de *Pinus teocote* Schlecht. & Cham., de *Abies religiosa* (Kunth.) Cham. & Schlecht. y de *Alnus firmifolia* Fern. (= *Alnus jorullensis* Kunth. ssp. *jorullensis*). Existen, además, dos comunidades arbustivas: matorral de *Senecio praecox* (Cav.) DC (= *Pittocaulon praecox* (Cav.) Rob. & Brettell) y de *Quercus rugosa* (Rzedowski, 1954). Las diferencias de vegetación están asociadas a las variaciones climáticas y el gradiente altitudinal de 2240 a 3100 m que tiene este pedregal (Cano-Santana *et al.* 2006). Debido a la urbanización, el Pedregal de San Ángel ha sufrido desde la década de 1950 una pérdida de su área, que probablemente represente el 70 % (Cano-Santana *et al.* 2006).

Por la necesidad de proteger el Pedregal del Xitle, dentro del derrame se delimitaron

las siguientes zonas protegidas: el Parque Ecoguardas, el Parque Ecológico de la ciudad de México, el Parque urbano Bosque de Tlalpan y la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (en lo sucesivo, Reserva del Pedregal o REPSA) que en su conjunto suman 1312 ha y representan el 12.3 % del área protegida en el sur de la ciudad de México (Cano-Santana *et al.* 2006).

### **1.6. La Reserva del Pedregal de San Ángel**

En 1983 se creó la REPSA a iniciativa de un grupo de investigadores, profesores y estudiantes con el fin de proteger los últimos relictos de un ecosistema único en el mundo. Esta reserva se caracteriza por tener una comunidad de matorral xerófilo a la que Rzedowski (1954) llamó *Senecionetum praecosis* debido a la abundancia de *S. praecox*. Esta comunidad vegetal alberga variadas especies de plantas, como *Schinus molle* L., *Opuntia tomentosa* Salm-Dyck, *Verbesina virgata* Cav., *Montanoa tomentosa* Cerv. y *Dodonaea viscosa* Jacq. (Rzedowski, 1954). Desde su creación, la reserva se ha reestructurado en cuatro ocasiones (Peralta y Prado 2009).

La gran diversidad biótica se encuentra representada por 377 especies de plantas vasculares pertenecientes a 73 familias y 211 géneros (Castillo Agüero *et al.* 2009); 48 especies de musgos, un antocerote y 18 hepáticas (Delgadillo y Cárdenas 2009); 75 especies de protozoos ciliados (Aladro *et al.* 2009), 137 microalgas (Novelo *et al.* 2009); 30 especies de anfibios y reptiles (Méndez de la Cruz *et al.* 2009); 84 aves residentes y 64 aves migratorias (Chávez y Gurrola 2009) y 33 especies nativas de mamíferos (Hortelano-Moncada *et al.* 2009). Destaca, además, la presencia de 817 especies de artrópodos (Rueda y Cano-Santana 2009). Entre los artrópodos que se encuentran en la REPSA existen dos

especies muy importantes para este ecosistema: el chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpertier (Orthoptera: Pyrgomorphidae) y la araña *Neoscona oaxacensis* Keyserling (Araneae: Araneidae).

*S. purpurascens* ha sido considerado el herbívoro más importante de la reserva debido a los altos niveles de biomasa que presenta, al flujo de energía que ocurre a través de él, al gran tamaño que alcanzan sus poblaciones y a los altos niveles de daño que causa a la vegetación (Cano-Santana 1994a, Ríos-Casanova y Cano-Santana 1994, Mendoza y Tovar 1996, Castellanos-Vargas y Cano-Santana 2009). En julio de 1991 (temporada de lluvias), el valor de importancia más alto para los artrópodos epífitos, correspondió a *S. purpurascens* (Ríos-Casanova y Cano-Santana 1994). *S. purpurascens* presenta un régimen alimentario generalista y se alimenta de 43 especies de plantas que representan el 11 % de las especies presentes en la Reserva (Mendoza y Tovar 1996). Esta preferencia alimentaria es importante ya que podría estar afectando la composición, estructura y diversidad de la vegetación de la reserva (Mendoza y Tovar 1996). De los 11885 kJ m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> de PPNA (productividad primaria neta aérea) que se produce en tejidos aéreos por las plantas, *S. purpurascens* remueve el 0.8 %, consume el 0.7 %, asimila el 0.3 %, almacena en tejidos corporales el 0.2 % y únicamente desperdicia por respiración el 0.1 %, por lo que se puede concluir que la población de este chapulín del pedregal utiliza de manera eficiente la energía que consume de las plantas (Cano-Santana 1994a). *S. purpurascens* ocupa un lugar intermedio en la cadena trófica que le permite ser forrajeador y presa (Cano-Santana 1994a, b). Las características heterogéneas de la Reserva afectan de manera muy ligera los parámetros demográficos de la población global de *S. purpurascens* (Camacho-Castillo 1999). Asimismo, es un recurso alimenticio para las arañas *N. oaxacensis* (Z. Cano-

Santana, obs. pers.) y *Peucetia viridans* (Oxyopidae) (I. Castellanos-Vargas, obs. pers.), y también para algunas especies de mamíferos entre los que se encuentran el ratón *Peromyscus gratus* Merriam (Rodentia: Muridae), el cacomixtle *Bassariscus astutus* Lichtenstein (Carnivora: Procyonidae) y el zorrillo listado *Mephitis macroura* Linchtenstein (Carnivora: Mustelidae) (C. Chávez-Tovar, com. pers., Cano-Santana 1994b). Se ha visto que en las zonas cubiertas por cascajo y en las canteras hay una mayor densidad poblacional de *S. purpurascens* con respecto a los sitios conservados, por lo que se ha sugerido que la densidad de estos chapulines está correlacionada con los niveles de disturbio de un sitio (Hernández-Herrerías 2011).

*N. oaxacensis* es un depredador importante de la reserva, por su abundancia absoluta y relativa durante la temporada de lluvias (Martinez-Jasso 2002). Esta araña puede consumir entre 810 y 2520 presas  $\text{ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ , por lo cual se cree que es una importante reguladora de poblaciones de insectos herbívoros y polinizadores (Martinez-Jasso 2002). Se alimenta principalmente de cicadélidos y del ortóptero *S. purpurascens* (Martínez-Jasso 2002). Se calcula que *N. oaxacensis* consume diariamente entre el 1.2 y 3.6 % de *S. purpurascens* (Martínez-Jasso 2002). Cecaira-Ricoy (2004) encontró que la productividad secundaria de la población de arañas de *N. oaxacensis* es menor en los sitios conservados respecto a los perturbados posiblemente debido a varias condiciones bióticas (diversidad de plantas, calidad nutricional del pasto dominante, crecimiento poblacional de *S. purpurascens* y otros herbívoros) y abióticas (atributos diferenciales del suelo).

La REPSA es importante porque ofrece diversos servicios ecosistémicos (Nava-López *et al.* 2009) entre los que se encuentran los siguientes servicios de provisión: especies medicinales, especies ornamentales, madera, productos no maderables y recursos

genéticos, así como servicios de regulación (como la recarga de los mantos freáticos y su papel como regulador microclimático), culturales (entre los cuales se encuentran la herencia cultural evidenciada por gran cantidad de vestigios arqueológicos, la belleza escénica y el ser base de estudios e investigaciones científicas) y de soporte (como la producción primaria, el reciclaje de nutrientes y los flujos de energía y cadenas tróficas, además de la captura y filtración del agua) (ver MEA, 2005).

La Reserva ha sido afectada por disturbios que han afectado la estructura de la comunidad vegetal y el funcionamiento del ecosistema. Dentro de los disturbios más importantes se encuentra el recubrimiento del sustrato basáltico por materiales diversos, la introducción de eucaliptos y la extracción de cantera (Cano-Santana *et al.* 2006, Antonio Garcés 2008, Antonio-Garcés *et al.* 2009, Hernández-Herrerías 2011).

### **1.7. Antecedentes**

En la zona sureste del Área de Amortiguamiento 11 (A11), también conocida como “Vivero Alto”, se iba construir un estacionamiento ,entre noviembre de 2004 y enero de 2005, y el sitio fue perturbado, hubo remoción de cubierta vegetal, extracción de cantera, posterior relleno de la zona con tierra, escombros y piedras, y aplanamiento. Sin embargo el proyecto fue cancelado debido a la oposición que generó (Antonio-Garcés *et al.* 2009). Las acciones previas de recuperación del sitio anteriores a la entrada del grupo de trabajo fueron las siguientes (Antonio Garcés *et al.* 2009):

1. Entre el 11 y 14 de marzo de 2005 se extrajo el material de relleno y se logró recuperar una fracción del sustrato volcánico original (Fig. 1.1a).
2. Del 12 al 22 de marzo de 2005 se adicionó roca basáltica (Fig. 1.1b) en las zonas donde

el sustrato original del Pedregal se encontraba a una profundidad mayor a los 3 m. Sin embargo, entre los cargamentos de roca basáltica habían desechos orgánicos y sustrato no consolidado con rizomas de pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.).

3. De finales de marzo y mediados de abril de 2005 se hicieron acciones de limpieza en el sitio para eliminar desechos inorgánicos y extraer de rizomas de pasto kikuyo.



Figura 1.1. Cambios físicos en el paisaje del sureste del A11 de la REPSA después de la remoción de roca basáltica y aplanamiento (enero de 2005) (a), posterior a la adición de fragmentos de roca basáltica (marzo de 2005) (b). Fotografías: P. E. Mendoza Hernández.

Antes de este estudio, el grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres (hoy denominado de Interacciones y Procesos Ecológicos) de la Facultad de Ciencias, entre octubre de 2006 y octubre de 2009, organizó 10 jornadas de restauración ecológica (también conocidas como jornadas de limpieza) que consistieron en invitar a estudiantes de nivel bachillerato y profesional, así como público en general, a estar en contacto con la práctica de acciones de restauración ecológica. Las acciones de restauración ecológica en el A11 han sido: (1) recuperación del sustrato basáltico (por extracción de materiales extraños), (2) remoción de eucaliptos, (3) remoción mecánica de plantas exóticas, (4)

remoción mecánica de la planta dominante *Buddleia* (= *Buddleja*) *cordata* Kunth. a partir del 2008, debido a la gran cobertura que se obtuvo en el periodo 2006-2007 y a las recomendaciones de Villeda-Hernández (2010), y (4) extracción de desechos inorgánicos (Antonio-Garcés *et al.* 2009, Villeda-Hernández 2010, San José *et al.* 2010, E. Valdez del Ángel datos no publ.). En estas jornadas se extrajeron 346.4 m<sup>3</sup> de plantas exóticas [*P. clandestinum*, *Ricinus communis* L. y *Eucalyptus* spp. (principalmente *E. camaldulensis* Dehnh. aunque se detecta a *E. globulus* Labill.), *Tropaeolum majus* L. y *Nicotiana glauca* Graham], plantas arvenses [*B. cordata*, *Wigandia urens* (Ruiz *et Pav.*) Kunth. y *Phytolacca icosandra* L.] y material no consolidado. En las jornadas han participado 235 voluntarios aportando un total de 1038 horas·hombre de trabajo (Antonio Garcés *et al.* 2009, Villeda-Hernández 2010; E. Valdez del Ángel datos no publ.).

De forma paralela, se han analizado los cambios en la estructura de la comunidad vegetal en relación a una parcela conservada de referencia localizada en una zona núcleo (ZN). Villeda-Hernández (2010) llevó a cabo seis registros de julio de 2006 a junio de 2007. La estructura de la vegetación de la zona sujeta a restauración (A11) mostró la dominancia de algunas especies como *P. clandestinum*, *P. icosandra*, *B. cordata*, *R. communis*, *Gnaphalium* spp. y *N. glauca*. La mayoría de las especies registradas en la ZN durante los seis muestreos, no formaron parte de la estructura vegetal de A11, excepto *B. cordata*. La comunidad vegetal del sitio A11 sujeta a restauración registró un índice de similitud de Sørensen de 0.49 con la de una zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo (ZN). Finalmente, el mismo autor determinó la densidad poblacional de los chapulines *S. purpurascens*, tanto en la zona sujeta a restauración como en la ZN haciendo muestreos mensuales de julio a octubre de 2007, y encontró que la densidad de chapulines



fue significativamente más alta en ZN que en el sitio sujeto a restauración en el área A11. En julio de 2006 se registró el valor máximo de densidad de *S. purpurascens* con  $19.0 \pm$  e.e.  $2.8 \text{ ind m}^{-2}$  en ZN, en tanto que en A11 hubo sólo  $4.4 \pm 0.67 \text{ ind m}^{-2}$ . Asimismo, E. Valdez del Ángel (datos no publ.) monitoreó la comunidad vegetal y las poblaciones de chapulines *S. purpurascens* y arañas *N. oaxacensis* del sitio sujeto a restauración (A11) y de la zona de referencia (ZN) en 2008 y 2009.

## II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de este trabajo fue conocer el efecto que tuvieron las acciones de restauración ecológica llevadas a cabo durante cinco años (2005 a 2010) sobre la estructura de la comunidad vegetal y la densidad poblacional del chapulín *S. purpurascens* y la araña *N. oaxacensis*, durante el periodo 2009 a 2010, en el sureste del área de amortiguamiento Vivero Alto (A11) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. A partir de este objetivo se derivaron los siguientes objetivos particulares:

1. Determinar los cambios que hubieron en la estructura de la comunidad vegetal en la zona en restauración con respecto a un sitio conservado de referencia.
2. Conocer la composición florística de la zona A11 y compararla con la de la zona conservada de referencia.
3. Determinar el efecto de control de las plantas exóticas y arvenses sobre la estructura de la comunidad vegetal.
4. Comparar la densidad poblacional de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* entre el sitio de estudio y un sitio conservado de referencia.

Si las acciones de restauración están llevando al sistema hacia una trayectoria deseada, entonces esperaríamos, a partir de integrar los resultados obtenidos en este trabajo con los de Villeda-Hernández (2010) y E. Valdez del Ángel (datos no publ.), que al final del quinto año hayan aumentado la cobertura y riqueza de especies nativas en la A11, y que exista mayor similitud de la zona de estudio con respecto a la zona de referencia en relación a la cobertura vegetal y a la densidad poblacional de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis*.

A partir del análisis realizado después de a cinco años de implementar acciones de restauración ecológica se podrá obtener una visión más integral acerca de los efectos de la

eliminación de plantas y exóticas, así como el material no consolidado (tierra y escombros) sobre la estructura de la comunidad vegetal y densidad poblacional de las dos especies de artrópodos en la zona A11.

### III. MÉTODOS

#### 3.1 Sitio de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel está ubicada al suroeste de la cuenca del valle de México (19°18'31''-19°19'17'' norte, 99°10'20''-99°11'52'' oeste, 2200-2277 m s.n.m.) dentro del *campus* principal de la Universidad Nacional Autónoma de México. Cubre un área total de 237.3 ha; de las cuales 171.1 fungen como zonas núcleo y las 66.2 ha restantes como zonas de amortiguamiento (UNAM, 2005). El clima de la zona es templado subhúmedo con régimen de lluvias en verano (Cb w<sub>1</sub> w), tiene una temperatura media anual de 15.5 °C y una precipitación pluvial anual de 870 mm (Valiente-Banuet y De Luna 1990). Presenta una estacionalidad marcada, con una temporada seca de noviembre a mayo y una temporada lluviosa de junio a octubre (Rzedowski 1954, Meave *et al.* 1994).

El área de amortiguamiento 11 “Vivero Alto” se encuentra al sur de la Zona Núcleo Poniente de la Reserva del Pedregal, y cubre un área de 2250 m<sup>2</sup>. La parcela deteriorada que está sujeta a restauración se encuentra en la porción sureste, tiene un área aproximada de 0.25 ha y está dividida en dos porciones por un camino de terracería (Fig. 3.1 y 3.2a). Los árboles que dominan el sitio son *B. cordata* y *W. urens* y presentan una altura entre 3.06 y 15.8 m. Existen sitios dominados por el pasto *P. clandestinum* (Fig. 3.2d) y *T. majus* (Fig. 3.2c). En los bordes está rodeada por *R. communis* (Fig. 3.2b).

La zona conservada de referencia se encuentra dentro de la zona núcleo poniente de

la Reserva, a 28 m norte de la zona en restauración y tiene un área de 0.35 ha (Figs. 3.1 y 3.3a). Los árboles que dominan el sitio son *B. cordata* y *E. camaldulensis* (Fig. 3.3b) y tienen alturas de entre 6.8 a 19.2 m.

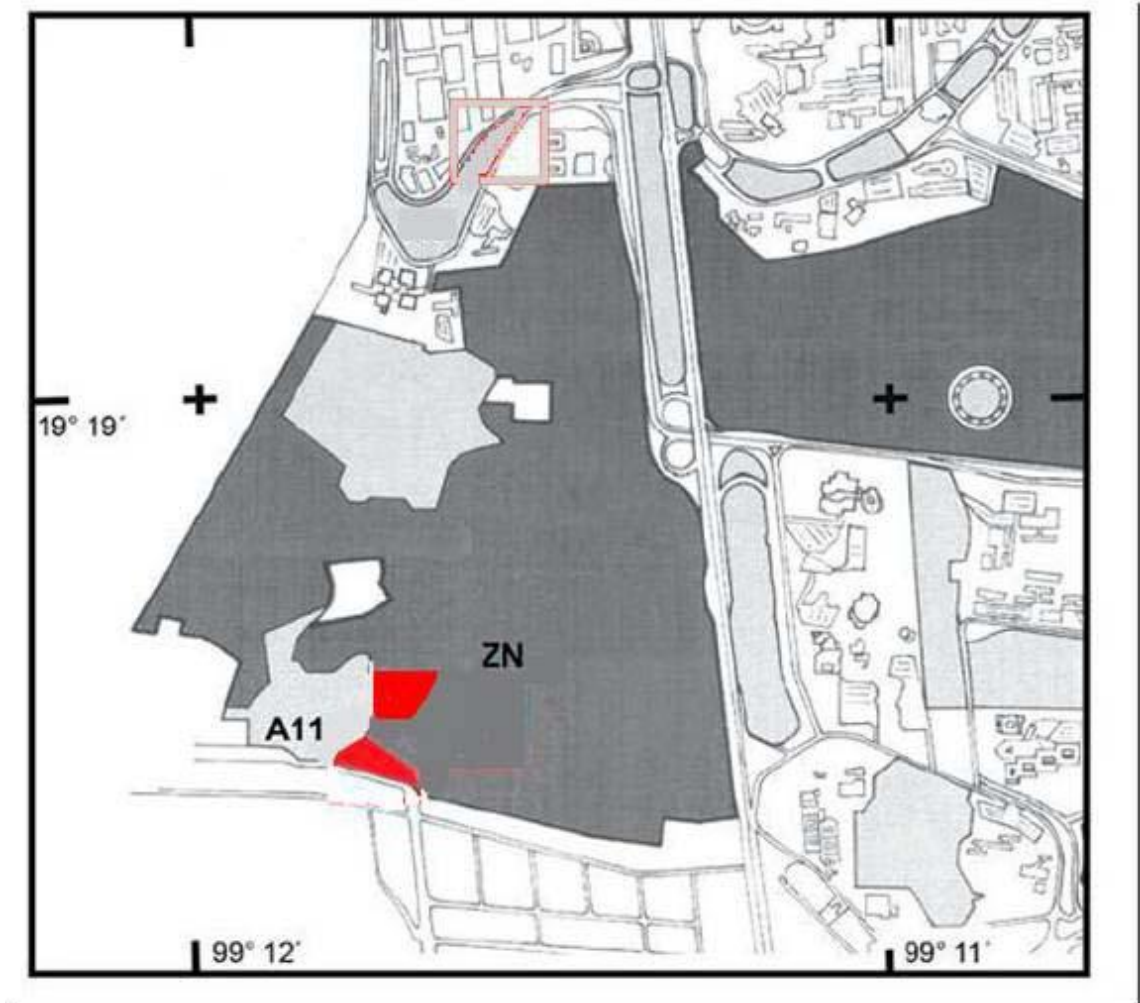


Figura 3.1. Localización del área sujeta a restauración en la zona A11 (A11) y del área conservada de referencia dentro de la zona núcleo poniente (ZN) de la REPSA (Antonio-Garcés *et al.* 2009).



Figura 3.2. Estructura paisajística general (a), bordes con presencia de *Ricinus communis* (flecha roja, b), sitios dominados por *Tropaeolum majus* (flecha roja, c) y *Pennisetum clandestinum* (d) de la zona de amortiguamiento 11 sujeta a restauración (A11) de la REPSA en el 2010. Fotografías: Z. Cano-Santana y G. González-Rebeles.

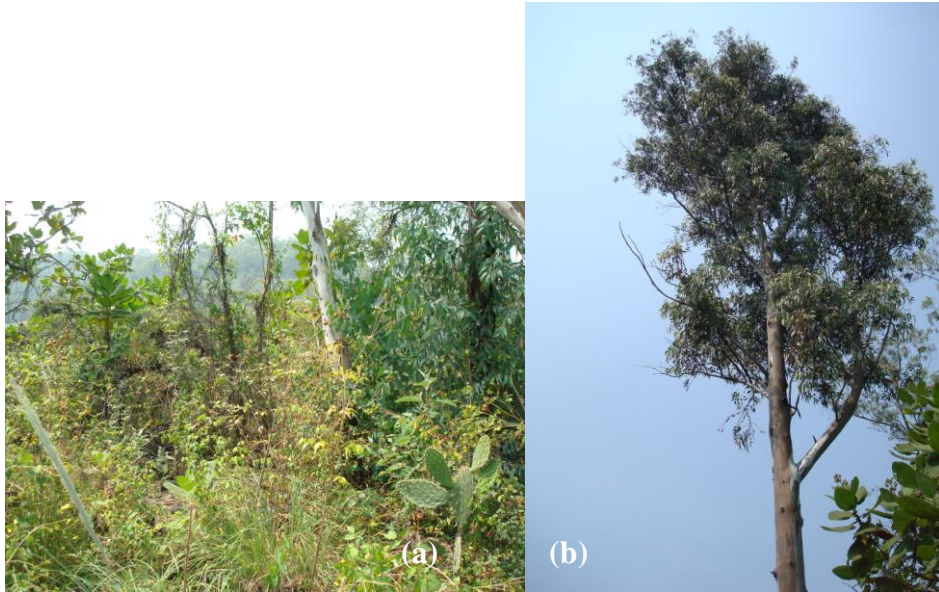


Figura 3.3. Estructura paisajística general (a), presencia de *Eucalyptus camaldulensis* (b), y la zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo (ZN) de la REPSA. Fotografías: Z. Cano-Santana y G. González-Rebeles.

### 3.2 Sistema de Estudio

3.2.1. *El chapulín* *Sphenarium purpurascens*. Serrano-Limón y Ramos-Elorduy (1989) describen de la siguiente manera a este chapulín en estado adulto: Los adultos machos miden  $2.075 \pm 0.17$  cm de largo por  $0.78 \pm 0.7$  cm en su parte más ancha. Generalmente son más delgados que las hembras y con una coloración más variable que va desde pardo muy oscuro a verde olivo brillante, habiendo individuos que presentan manchas negras en todo el cuerpo. El fastigio es triangular con el ápice hendido en su parte media; presenta la superficie dorsal aplanada. Los ojos son muy prominentes en relación al tamaño de la cabeza que es de forma triangular y lleva en la parte central una carina. La superficie dorsal de la cabeza es convexa y presenta ornamentaciones irregularmente distribuidas a manera de fosetas semicirculares. Las antenas se observan alargadas y constan de 14 artejos. El

pronoto es como una silla de montar, está carinado a todo lo largo de sus bordes y, presenta en el borde posterior tres escotaduras amplias y una carina central que corre del borde anterior al posterior. El mesonoto lleva los esbozos alares; las alas, que son vestigiales, llegan hasta la parte media de los tímpanos que están en la parte lateral del primer segmento abdominal. Meso y metanoto con una ligera escotadura en la parte central, y la carina central ya mencionada, recorre todos los segmentos a lo largo del cuerpo. Los fémora de los tres pares de patas están engrosados. Las hembras se distinguen de los machos ya que son más robustas debido al ensanchamiento que sufren en la parte correspondiente al meso y metatórax. Miden  $2.10 \pm 0.19$  cm de largo por  $0.83 \pm 0.09$  cm en su parte más ancha. La coloración es más constante, pues la mayoría de los individuos son de color verde brillante y sin manchas aparentes en la región dorsal como las que se observan en los machos.

En la Reserva Ecológica del pedregal de San Ángel se observó una variación temporal en las frecuencias de coloración del chapulín en ambos sexos. Se cree que esta especie responde a los cambios estacionales de la REPSA, buscando mantenerse críptica a pesar de las tonalidades cambiantes del medio (Cueva del Castillo y Cano-Santana 2001).

*S. purpurascens* se distribuye en el centro sur y sureste de México, extendiéndose hasta Guatemala (Kevan 1977). Estos chapulines presentan cinco estadios ninfales y el ciclo de vida dura unos 252.4 días. Son univoltinos, presentan una sola generación al año (de mayo a diciembre) y una diapausa de cuatro meses en el estado de huevecillo (Serrano-Limón y Ramos-Elorduy 1989).

3.2.2. *La araña Neoscona oaxacensis*. Ibarra (1979) hizo la siguiente descripción de esta araña. Presenta caparazón amarillo con tres franjas pardo canela longitudinales; esternón

negro con una línea longitudinal amarilla, labio, enditos y quelíceros de pardo-canela obscuro; la parte basal de la cara anterior de los quelíceros más clara que el resto; pedipalpos amarillos con un anillo negro en el extremo distal de las patelas, tibia y tarsos, y con puntos negros en la base de las espinas más grandes; las patas con la coxa, trocánter y fémur de color pardo canela, con puntos negros en la base de las espinas más grandes; los artejos restantes de amarillo, con un anillo negro en el extremo proximal y distal de cada uno, y otro medio en el metatarso, con puntos negros en la base de las espinas más grandes. Dorso del opistosoma con el área cardíaca amarilla, con algunas líneas delgadas transversas y longitudinales negras, esta área flanqueada por una serie de manchas blancas alargadas y a los lados de éstas hay una franja negra longitudinal, a su vez flanqueada por una serie lineal de círculos blancos, costados amarillos con un reticulado negro; parte central del vientre negra y a cada lado tiene tres manchas blancas, de las cuales la media es alargada; hileras negras. Opistosoma oval alargado, con su altura máxima cerca de su extremo anterior; epigíneo con un escapo en forma de lengua dirigido hacia atrás, esclerosado y fusionado a su base.

Los machos presentan un prosoma 1.6-6.1 mm de ancho, una longitud corporal de 8.8-14.4 mm y un opistosoma 2.8-6.2 mm de ancho. Las hembras presentan un prosoma 1.3-6.2 mm de ancho, una longitud corporal de 7.1-18.9 mm y un opistosoma 3.7-8.3 mm de ancho (Martínez-Jasso 2002).

Esta araña tiene la siguiente distribución en México: Baja California, Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Distrito Federal, Durango, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz y Yucatán (Ibarra 1979).



*Neoscona oaxacensis* presenta una sola generación al año, con un ciclo de vida de junio a noviembre con diez estadios ninfales. Las ninfas aparecen a finales de junio y en septiembre se empiezan a diferenciar los machos. En la segunda semana de octubre los machos buscan a las hembras para aparearse. A finales de octubre, cuando la hembra está lista para depositar los huevos, construye una pequeña red triangular donde espera para colocar sus huevos (Martinez-Jasso 2002).

Las arañas construyen una red orbicular en la que los hilos pegajosos son los del espiral, en donde atrapan a las presas. En la REPSA las arañas construyeron preferentemente sus redes de manera vertical y presentaron principalmente un patrón de distribución agregado (Martinez-Jasso 2002).

### **3.3. Acciones de restauración**

Se organizaron cinco jornadas de restauración ecológica entre 2009 y 2010: el 5 de diciembre de 2009, el 10 de abril de 2010, el 7 de junio de 2010, el 11 de septiembre de 2010 y el 2 de octubre de 2010, en las que se extrajo un total de 97.7 m<sup>3</sup> de materiales (Tabla 3.1). De este material, 24.1 % correspondió a tierra no consolidada, un 0.4 % a desechos inorgánicos, así como 62.9 % de tejidos de plantas exóticas (*P. clandestinum* con 14.1 %, *E. camaldulensis* con 41.1 % y *R. communis* con 6.3 %; ver Tabla 3.2).

Las principales acciones en esas jornadas fueron: (1) recuperación del sustrato basáltico en los bordes del área, (2) remoción y control de eucaliptos (*E. camaldulensis*), (3) remoción de otras plantas exóticas (como *T. majus* y *R. communis*), (4) extracción de tierra, escombros y desechos inorgánicos.

Se registró el volumen de tierra (*i.e.*, material no consolidado), plantas exóticas y

arvenses extraídas y las horas-hombre invertidas. Se calcularon los costos de las jornadas de restauración con base en datos obtenidos de diversas empresas privadas. Sin embargo, hay que considerar que, debido a que la Universidad Nacional Autónoma de México subsidió gran parte de los servicios y a la participación de los voluntarios que participaron en las jornadas, realmente no se gastó la cantidad de dinero que fue calculada.

**Tabla 3.1. Material total extraído, horas-hombre invertidas y número de asistentes que participaron en las cinco jornadas de restauración ecológica realizadas en el sureste de la zona A11 durante el período de estudio.**

<b>Fecha</b>	<b>No. Asistentes</b>	<b>Esfuerzo (h·hombre)</b>	<b>Material Retirado (m<sup>3</sup>)</b>
05-Dic-09	67	217.5	33.8
10-Abr-10	34	121.5	29.2
07-Jun-10	59	162.4	12.5
11-Sep-10	22	87.7	6.9
02-Oct-10	50	164.8	15.3
<b>Total</b>	<b>232</b>	<b>753.9</b>	<b>97.7</b>

**Tabla 3.2 Volumen de tejidos (en m<sup>3</sup>) de cinco especies diferentes extraídas del sureste de la zona A11 durante las cinco jornadas de restauración.**

<b>Fecha</b>	<b><i>Pennisetum clandestinum</i></b>	<b><i>Eucalyptus camaldulensis</i></b>	<b><i>Ricinus communis</i></b>	<b><i>Wigandia urens</i></b>	<b><i>Buddleja cordata</i></b>	<b><i>Mirabilis jalapa</i></b>
05-Dic-09	4.5	22.1	6.3	0	0	0
10-Abr-10	2.9	5.6	0	7.8	3.9	0
07-Jun-10	0.5	3.9	0	0	0	0.09
11-Sep-10	3.2	0.7	0	0	0	0
02-Oct-10	3.0	8.8	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>14.1</b>	<b>41.1</b>	<b>6.3</b>	<b>7.8</b>	<b>3.9</b>	<b>0.09</b>

### **3.4. Monitoreo de la comunidad vegetal**

Para conocer la composición y la dominancia relativa (en términos de cobertura) de la comunidad vegetal asentada en la zona sujeta a restauración, se utilizó la técnica de intercepción de línea (Bonham 1989, Sutherland 2006), también conocida como línea de Canfield (Canfield 1941). Debido a la forma de la zona sujeta a restauración (A11) y a la presencia del camino de terracería que la divide en dos, se trazaron, de manera permanente, tres líneas con dirección norte-sur de aproximadamente 35 m separadas 14 m entre sí en su porción oeste y tres líneas de 15 m con dirección norte-sur separadas 16 m entre sí en su porción este. Además, se trazaron dos líneas de 50 m con dirección este-oeste en ambas porciones, pasando por su parte central. En la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo poniente (ZN) se trazaron tres líneas de 50 m en dirección norte-sur y dos líneas de 50 m en dirección este-oeste separadas entre sí 19 m (Fig. 3.4). Se hicieron muestreos cada 2 meses, de agosto de 2009 a agosto de 2010.

A partir de los datos obtenidos por las líneas de Canfield, se obtuvo la cobertura relativa de las especies dominantes en el A11 y se comparó con respecto a la ZN. Para nombrar a las especies se utilizó la nomenclatura de Rzedowski y Rzedowski (2001). Se clasificaron las plantas en exóticas, nativas no arvenses y nativas arvenses. Para categorizar a una planta como exótica consideramos la información proporcionada por Antonio-Garcés *et al.* (2009) y Villaseñor y Espinosa-García (2004). Las plantas arvenses exóticas o no arvenses exóticas se consideraron dentro del mismo grupo (ver Antonio Garcés 2008). Las plantas nativas no arvenses y nativas arvenses se clasificaron utilizando los datos proporcionados por Antonio-Garcés *et al.* (2009), y las especies que no se encontraron en el trabajo anterior fueron descritas como arvenses si se encontraban dentro de la clasificación

de malezas o arvenses en uno o más de los siguientes trabajos: Espinosa-García y Sarukhán (1997), Villaseñor y Espinosa-García (1998), Rzedowski y Rzedowski (2001) y Castillo-Argüero *et al.* (2009). Para la estimación de diversidad se calculó el índice de diversidad de Simpson ( $D'$ ) y el índice Shannon-Wiener ( $H'$ , usando  $\log_{10}$ ) de la comunidad vegetal en cada muestreo realizado. Los valores de  $H'$  se compararon entre sitios mediante una prueba de  $t$  (Zar, 1999). Se calcularon los índices de similitud de Jaccard y de Sørensen cualitativo y cuantitativo (Magurran, 1988). El índice de Sørensen cuantitativo fue calculado con la cobertura promedio anual de las especies encontradas en ambos sitios.

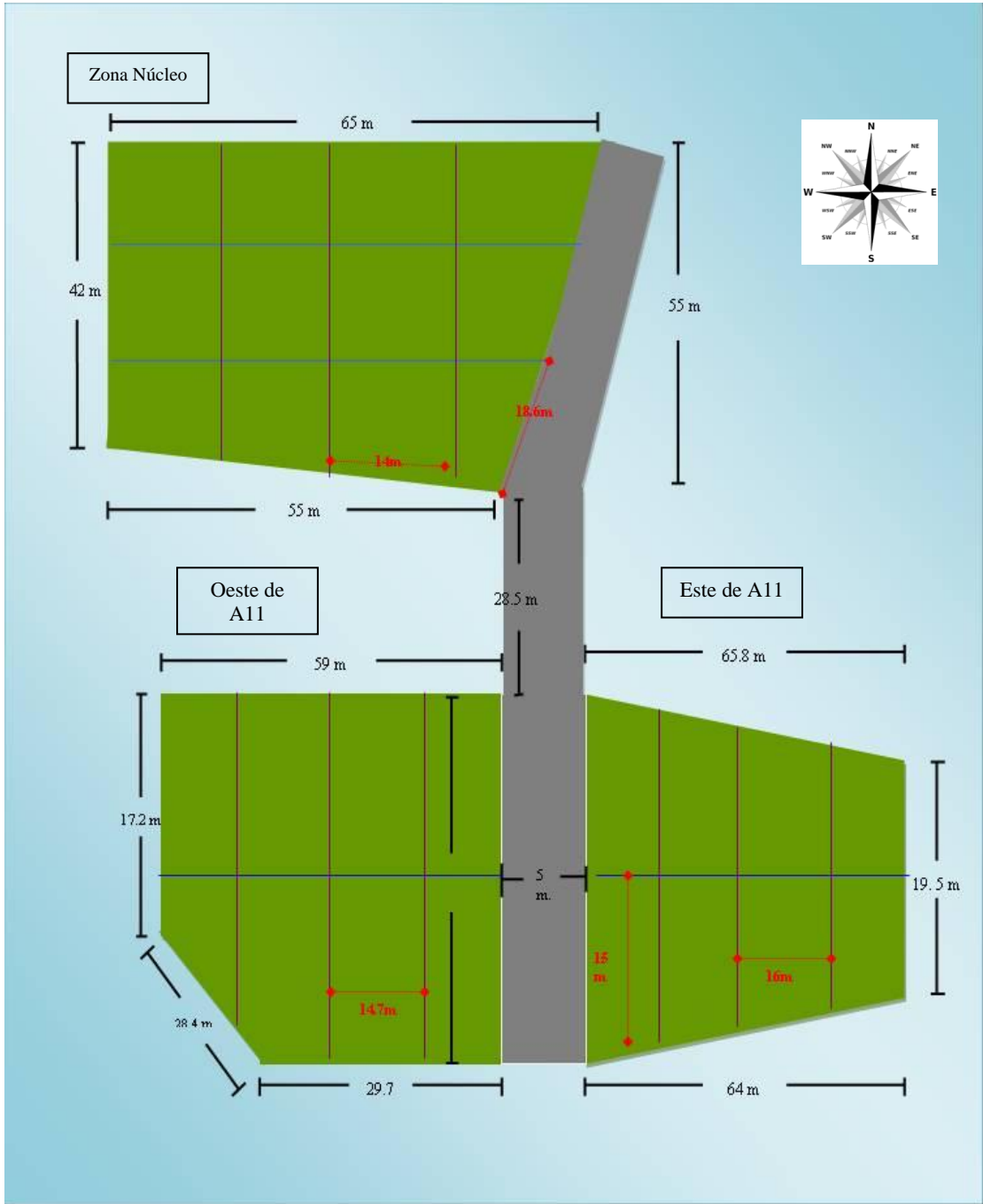


Figura 3.4. Dimensiones del área sujeta a restauración en el sureste del área de amortiguamiento A11 (“Vivero Alto”), así como del área conservada de referencia localizada en la zona núcleo poniente de la REPSA. Se señala también la ubicación de las líneas de Canfield permanentes en rojo y azul. (Tomado de D. Fernández y Fernández no pub.). En gris se esquematiza el camino central.

### **3.5. Listado florístico**

Se hicieron visitas cada dos meses a los sitios de estudio entre agosto de 2009 y agosto de 2010. Se herborizaron las especies vegetales no identificadas en cada sitio. Se realizó una lista de las especies encontradas y se comparó el número de especies en la zona A11 con respecto a la ZN.

### **3.6. Monitoreo del control de plantas exóticas**

Se mantuvieron cuatro cuadros de  $5 \times 5$  m en el área sujeta a restauración. Dos de ellos se fueron sometidos a acciones de remoción de plantas exóticas y dos se mantuvieron como testigo, sin manipulación desde julio de 2006 (ver Villeda-Hernández 2010). Durante el período de estudio en los cuadros con extracción de plantas exóticas se extrajeron un total de  $2.9 \times 10^{-3} \text{ m}^3$  de *E. camaldulensis* en diciembre y junio, así como  $7.8 \text{ m}^3$  de la planta arvense *W. urens* y  $3.9 \text{ m}^3$  de *B. cordata* en abril. Se hizo un monitoreo de la comunidad vegetal utilizando, dentro de cada cuadro, cuatro líneas de Canfield de 5 m separadas por 1 m entre sí. El monitoreo se llevó a cabo cada dos meses, de octubre de 2009 a octubre de 2010.

A partir de los datos obtenidos, se realizó un análisis de cobertura relativa de las diferentes especies que había en cada cuadro. Además se analizó la composición de especies de acuerdo a la clasificación de nativas y exóticas y de arvenses, no arvenses y exóticas con base en los criterios mencionados anteriormente. Posteriormente, se realizó un dendrograma con base en datos del Índice de Similitud de Bray-Curtis para la cobertura relativa de las especies de los distintos cuadros, con el software Biodiversity Professional (McAleece *et al.* 1997).

### 3.7. Densidad de artrópodos

Se hizo un muestreo mensual de la abundancia del chapulín *S. purpurascens* y la araña *N. oaxacensis* de julio a octubre de 2010. Se seleccionaron al azar 20 cuadros de  $1 \times 1$  en ambas zonas (los cuales se mantuvieron fijos durante los meses de muestreo) y, siguiendo el método de Cano-Santana (1994a), dentro de cada cuadro se contó directamente y sin perturbar el área el número de individuos de ambas especies. Posteriormente, se corroboró este dato golpeando la vegetación con una red de golpeo en el área seleccionada. El número de ejemplares registrado fue aquél que presentara el valor más alto de abundancia.

Los datos obtenidos se analizaron con AndeVas de medidas repetidas para determinar el efecto del mes de muestreo y del sitio sobre la densidad de cada especie de artrópodo. Para ello, los datos se corrigieron como  $\sqrt{(x+0.5)}$  por ser discretos (Zar 1999). Posteriormente, se aplicó una prueba de Tukey para poder distinguir las diferencias significativas entre celdas.

## IV. RESULTADOS

### 4.1. Monitoreo de la comunidad vegetal

A partir de los datos obtenidos con las líneas de Canfield, se registró un total de 129 especies en ambas zonas. La zona sujeta a restauración (A11) registró 88 especies y la zona conservada de referencia (ZN) 82. Las dos zonas compartieron 41 especies. En A11 se encontraron 39 especies nativas no arvenses (NA), 34 especies nativas arvenses (A) y 15 especies exóticas (E). En la ZN, por su parte, se encontraron 54 especies NA, 21 especies A y siete especies E (ver Apéndice). Se obtuvo un índice de similitud de Sørensen cualitativo de 0.48, un índice de similitud de Sørensen cuantitativo de 0.36 y un índice de similitud de Jaccard de 0.31 entre ambas zonas con estos datos.

En el área sujeta a restauración (A11) dominaron las especies nativas no arvenses *Eupatorium petiolare* Moc. et Sessé ex DC., *B. cordata* y *V. virgata*; la planta nativa arvense *W. urens*, y las plantas exóticas *P. clandestinum*, *T. majus* y *N. glauca* (Fig. 4.1a). La cobertura relativa de *P. clandestinum* varió poco durante el año (entre 28.1 y 23.2 %); en cambio, la de *B. cordata* fue aumentando de 27.7 % en agosto de 2009 a 36.8 % en febrero, aunque disminuyó a 27.1 % en agosto de 2010. *E. petiolare*, por su parte, aumentó su cobertura durante el periodo de 2.2 % en agosto de 2009 a 7.4 % en abril, y disminuyó a 6.4 % en agosto de 2010.

En la zona conservada de referencia las plantas nativas no arvenses *E. petiolare* y *B. cordata* fueron dominantes; sin embargo, hubo otras especies dominantes distintas a las registradas en A11, como las plantas nativas no arvenses *Eysenhardtia polystachya* (Ort.) Sarg., *Dahlia coccinea* Cav. y *Cissus sicyoides* L., y la planta exótica *E. camaldulensis*. *B.*

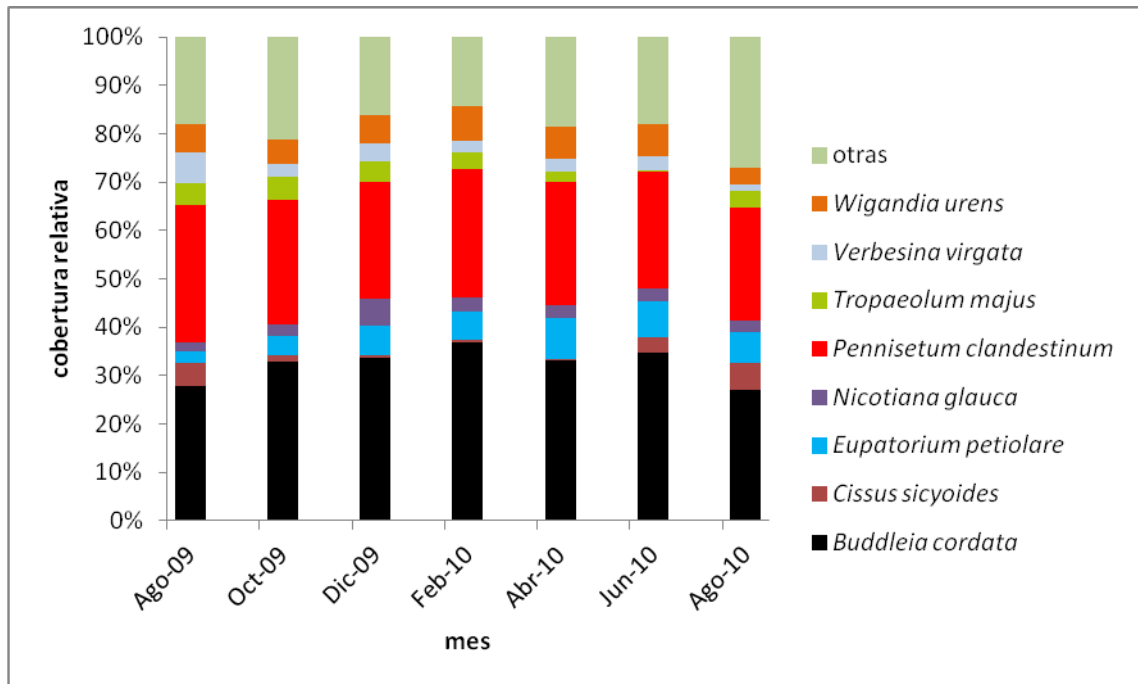


*cordata* registró una cobertura que varió entre 11.5 y 21.8 %, en tanto que *E. petiolare* registró 2.5 % en agosto, 22.1 % en abril y 15.7 % en agosto de 2010 (Fig. 4.1b).

Analizando los datos por tipo de especies (Fig. 4.2a), se encontró que en A11 las plantas no arvenses nativas presentaron una cobertura de entre 53.2 y 60.7 %, seguidas por las exóticas con 30.2 a 39.0 % y las arvenses nativas, que registraron coberturas relativas que variaron entre 7.8 y 10.3 %. En la zona conservada de referencia (ZN), por su parte, las plantas no arvenses mantuvieron una cobertura entre 82.5 y 92.9 %, la de las exóticas varió entre 4.8 y 13.8 %, mientras que las arvenses registraron una cobertura entre 1.9 y 4.3 % (Fig. 4.2b).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener siempre tuvo valores significativamente más altos en la ZN (entre 1.27 y 3.16) que en A11 (entre 1.03 y 2.67) (Fig. 4.3a). Asimismo, los datos del índice de diversidad de Simpson siempre fueron mayores en ZN (12.05–17.25) que en A11 (5.96–10.55) (Fig. 4.3b).

(a)



(b)

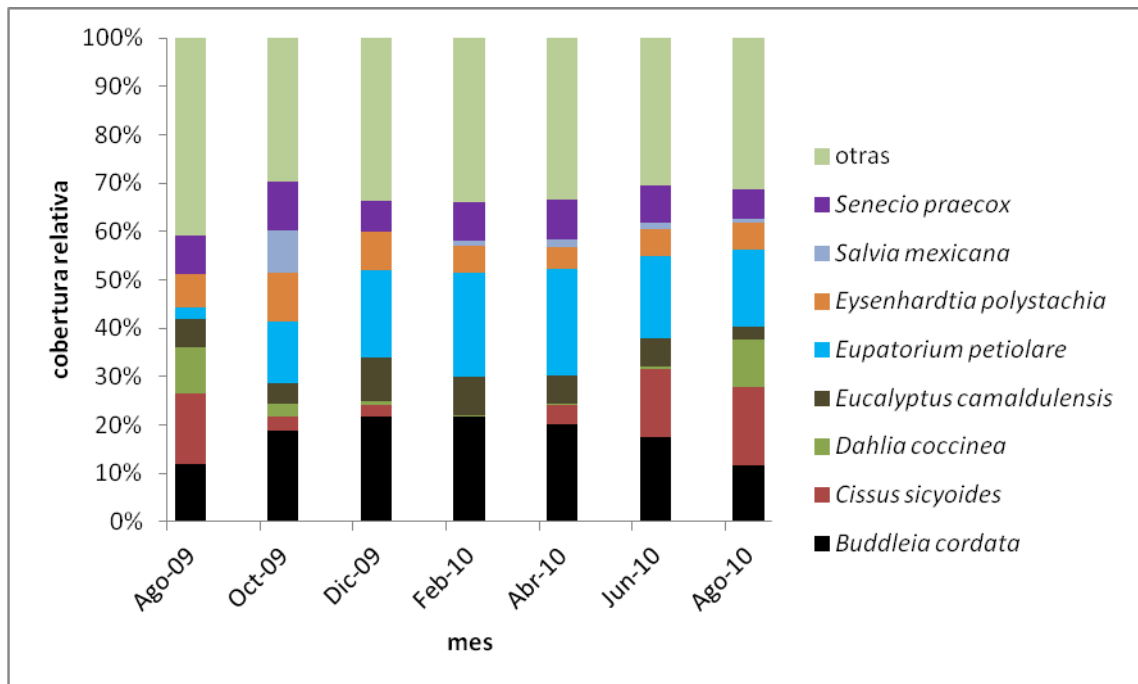
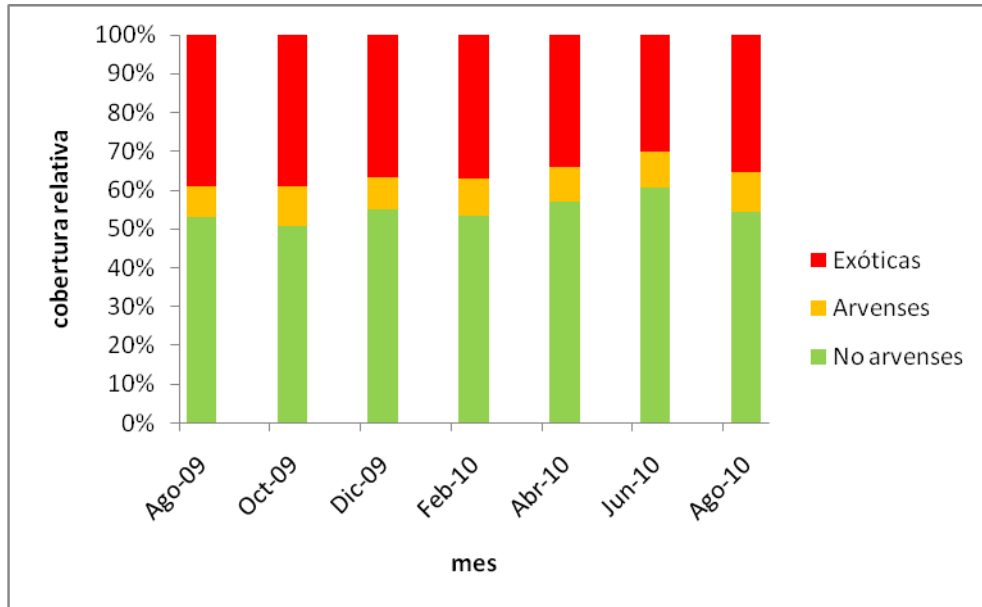


Figura 4.1. Cambios temporales en cobertura relativa en el sureste de la zona de amortiguamiento 11 sujeta a restauración (a) y en la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo (b) de la REPSA, entre agosto de 2009 y agosto de 2010.

(a)



(b)

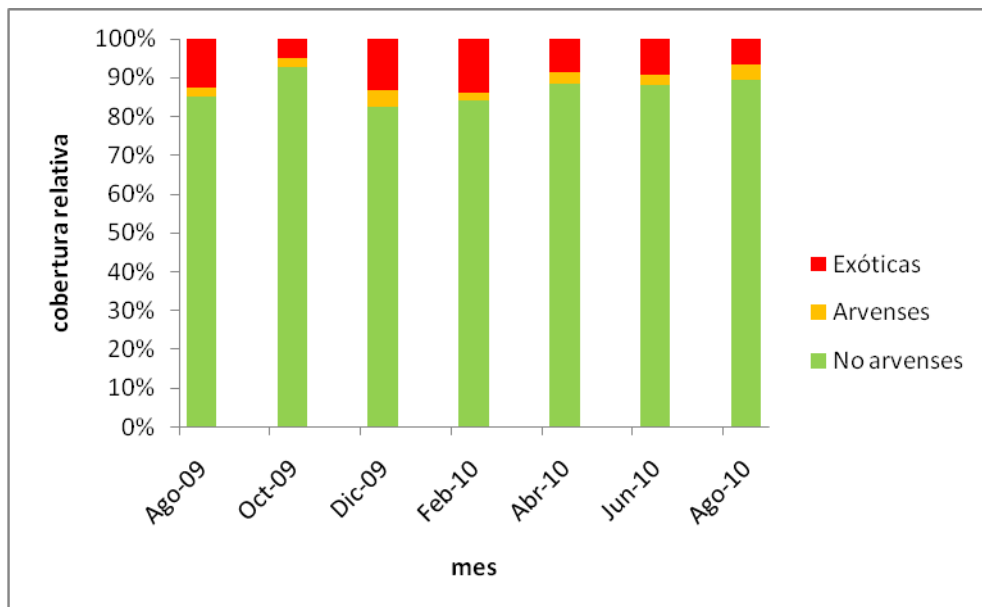
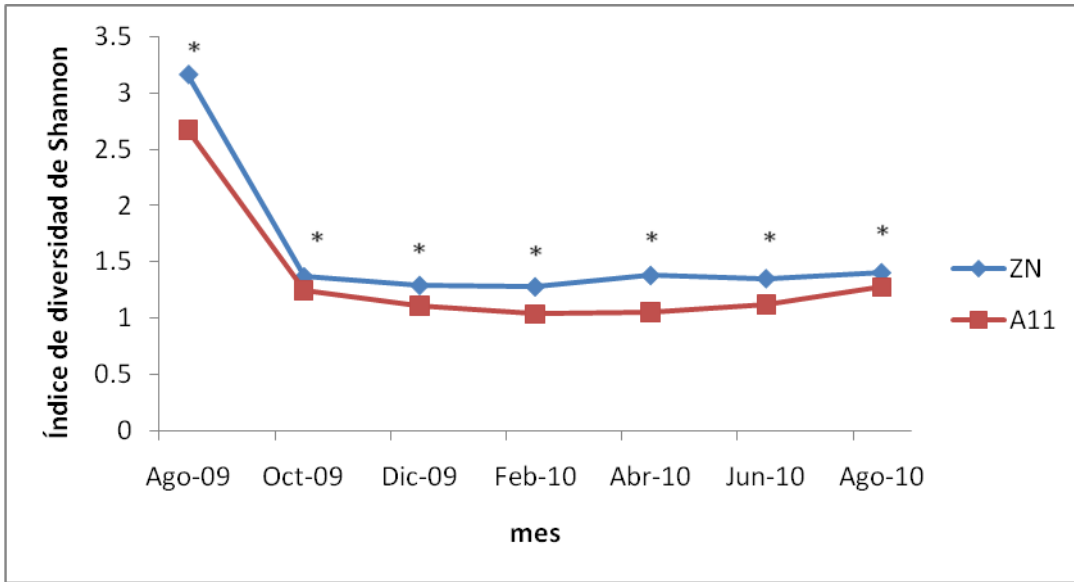


Figura 4.2. Cobertura relativa de plantas nativas no arvenses, nativas arvenses y exóticas en el sureste de la zona de amortiguamiento 11 sujeta a restauración (a) y en la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo (b) de la REPSA, entre agosto de 2009 y agosto de 2010.

(a)



(b)

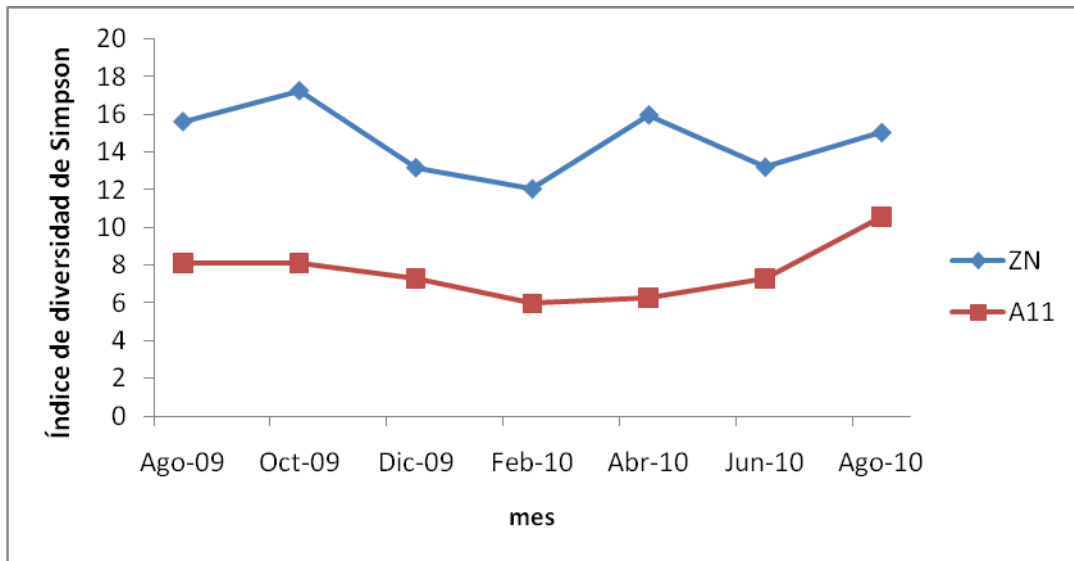


Figura 4.3. Variación bimestral de los valores de los índices de diversidad de Shannon-Wiener (a) y de los índices de diversidad de Simpson (b) en el sureste de la zona de amortiguamiento 11 sujeta a restauración (A11) y en la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo (ZN) de la REPSA, entre agosto de 2009 y agosto de 2010. El asterisco señala que existen diferencias significativas entre sitios (prueba de *t*).

#### **4.2. Listado florístico**

Al agrupar los datos obtenidos de las visitas cotidianas al sitio con los obtenidos con las líneas de Canfield, se registraron, durante el periodo de agosto 2009 a diciembre 2010, un total de 139 especies en la zona sujeta a restauración (A11) y en la zona conservada de referencia (ZN). La riqueza específica registrada fue de 96 y 85 especies en A11 y ZN, respectivamente y ambas zonas compartieron 42 especies. En el A11 se encontraron 40 especies nativas no arvenses (NA), 40 especies nativas arvenses (A) y 16 especies exóticas (E). Por su parte, en la ZN se encontraron 55 especies NA, 23 especies A y 7 especies E (ver Apéndice). A partir del listado se obtuvo un índice de similitud de Sørensen cualitativo de 0.46 y un índice de similitud de Jaccard de 0.30 entre ambas zonas.

#### **4.3. Monitoreo del control de plantas exóticas**

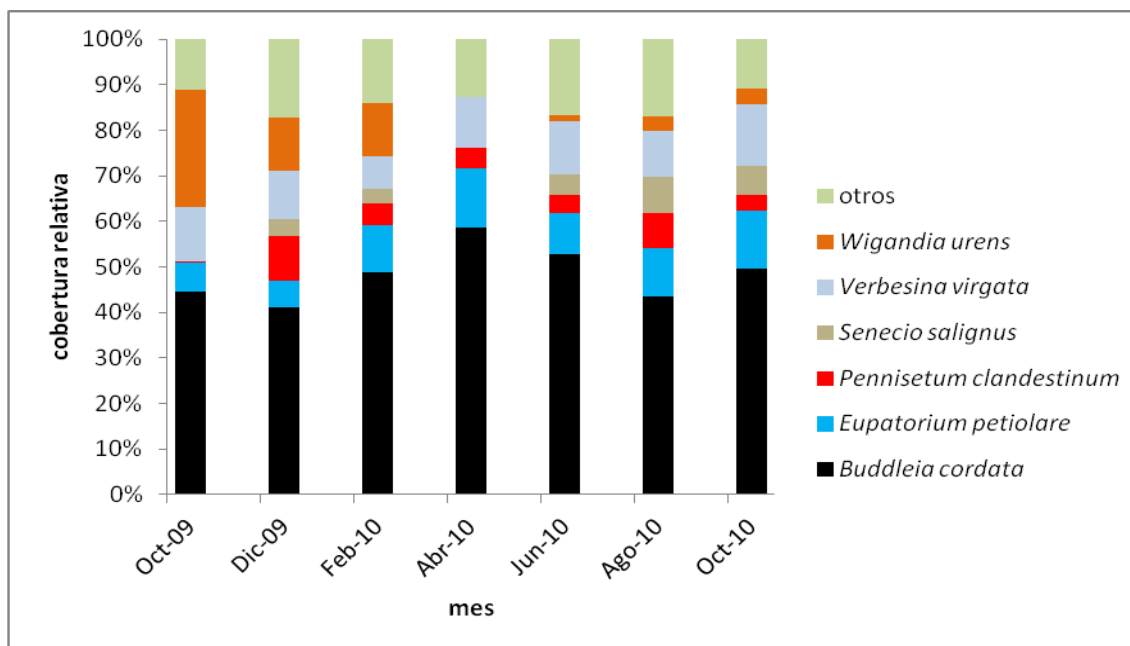
En el experimento de control de plantas exóticas, se encontró que en los cuadros experimentales sometidos a la extracción las plantas con mayor cobertura durante el periodo de octubre 2009 a octubre 2010 fueron *W. urens*, *V. virgata*, *Senecio salignus* DC., *P. clandestinum*, *E. petiolare* y *B. cordata* (Fig. 4.4a). Se logró ver una notable disminución de la cobertura relativa de la planta arvense *W. urens* de 25.7 % en octubre de 2009 y 11.7 % en febrero, hasta sólo 3.4 % en octubre de 2010. *B. cordata* presentó pequeñas variaciones en su cobertura relativa, con un valor mínimo de 41.1 % en diciembre y un máximo de 58.6 % en abril. La planta exótica *P. clandestinum* registró el más bajo valor de cobertura en octubre de 2009 (0.2 %), aumentó en diciembre a 9.7 %, en junio volvió a disminuir a 4.1 %, en agosto de 2010 alcanzó 7.6 % y terminó con 3.4 % en octubre de 2010. *E. petiolare* presentó una cobertura de entre 5.8 y 12.9 %. *V. virgata*, por su parte,

mostró variaciones en su cobertura relativa desde 7.2 hasta 12.0 %. La planta nativa arvense *S. salignus* no estuvo presente en octubre de 2009 ni en abril de 2010 pero tuvo una cobertura relativa de 7.8 % en agosto de 2010. Esta estructura fue evidentemente diferente a la que se registró en los cuadros control en donde no se extrajeron plantas exóticas (Fig. 4.4b). En estos cuadros *P. clandestinum* registró una cobertura de 34.4 % en octubre de 2009 y 49.7 % en abril y disminuyó a 35.2 % en octubre de 2010. *T. majus* presentó una cobertura relativa que osciló entre 4.1 y 19.6 %; *B. cordata* aumentó su cobertura de 27.3 % (en octubre de 2009) hasta 42.0 % (en febrero), pero este valor disminuyó a 27.9 % en octubre de 2010.

Al considerar el tipo de plantas (Fig. 4.5a), se observó que en los cuadros en donde hubo extracción de plantas exóticas, la cobertura relativa de las plantas no arvenses osciló entre 64.8 y 90.6 %, la de las plantas arvenses osciló entre 4.0 y 30.1 %, en tanto que las exóticas registraron coberturas que variaron entre 0.7 y 16.5 %. En los cuadros control, donde no hubo extracción de plantas exóticas (Fig. 4.5b), las plantas arvenses mantuvieron una cobertura baja de entre 0 y 6.7 %, las no arvenses presentaron una cobertura constante de entre el 34.0 y 46.2 %, en tanto que las exóticas dominaron con una cobertura que varió entre 49.2 y 64.8 %.

En el dendrograma Bray-Curtis (Fig. 4.6) y en la matriz de similitud de Bray-Curtis (Tabla 4.1) se observó que la mayor similitud fue entre los cuadros en donde hubo extracción de plantas exóticas y malezas (71.6 %). Se registró una similitud de 67.9 % entre el cuadro con extracción 1 y el cuadro sin extracción 1. La menor similitud se observó entre el cuadro con extracción 2 y el cuadro sin extracción 2 (20.4 %). Los cuadros sin extracción 1 y 2 registraron una similitud de 52.4 %.

**(a) Con extracción de plantas exóticas**



**(b) Control (sin extracción de plantas exóticas)**

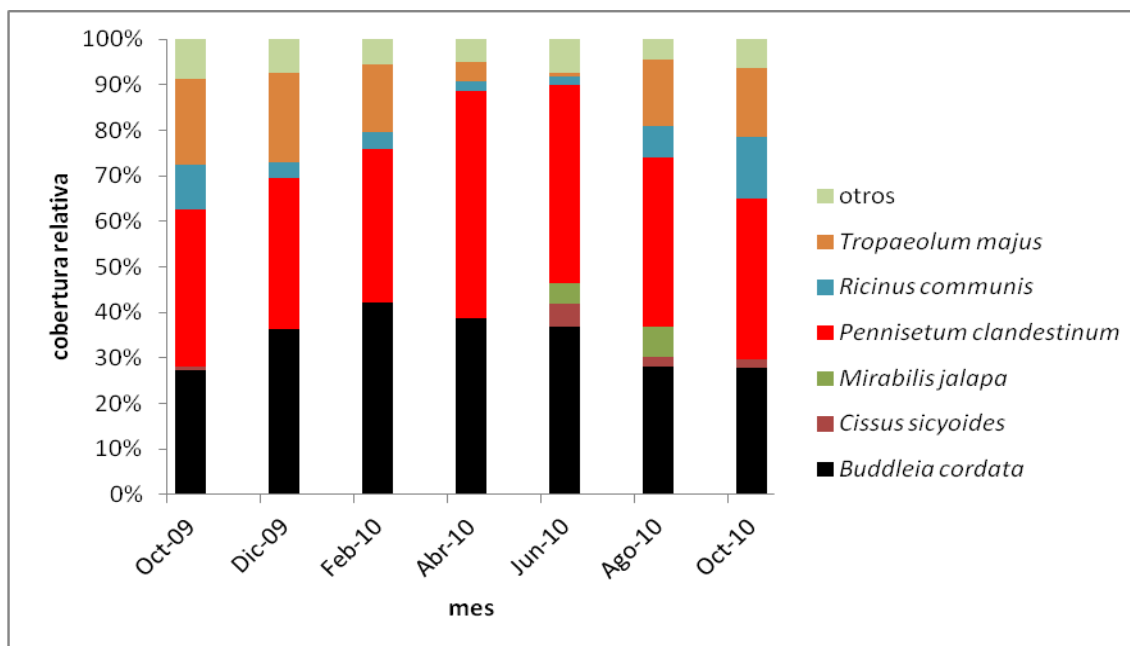
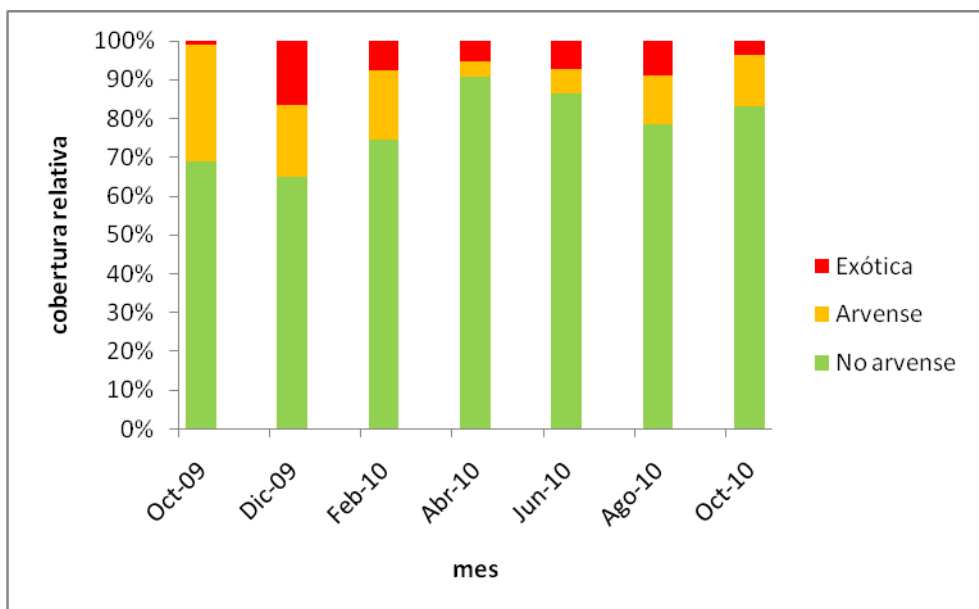


Figura 4.4. Comparación de los cambios temporales en cobertura relativa en cuadros sujetos a remoción de plantas exóticas (a) y en cuadros control sin este tipo de manejo (b) en el sureste de la zona de amortiguamiento A11 de la REPSA durante el periodo de octubre de 2009 a octubre de 2010.

**(a) Con extracción de plantas exóticas**



**(b) Control (sin extracción de plantas exóticas)**

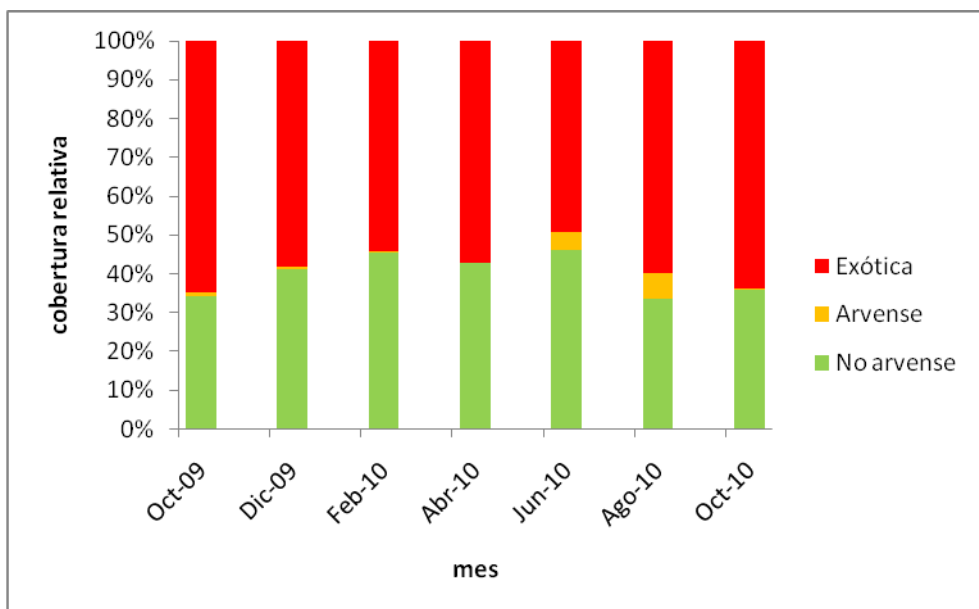


Figura 4.5. Comparación de los cambios temporales de cobertura relativa de plantas de distinto tipo en los cuadros sujetos a extracción de plantas exóticas (a) y los sitios donde no hubo este tipo de manejo (b) entre octubre de 2009 y octubre de 2010.



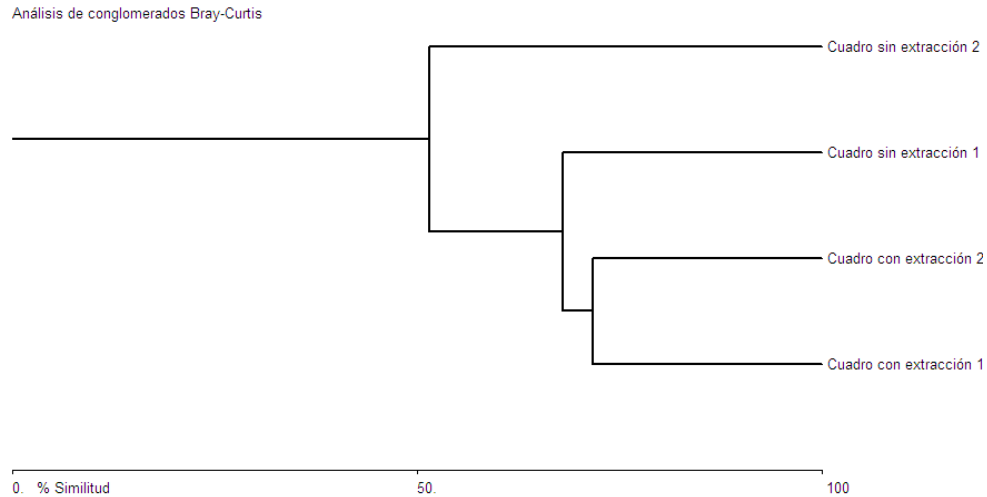


Figura 4.6. Dendrograma del índice de similitud Bray-Curtis entre cuatro comunidades vegetales localizadas en parcelas de  $5 \times 5$  m localizadas en la zona sujeta a restauración en el sureste de A11. Los cuadros con extracción 1 y 2 corresponden a los que tuvieron extracción de plantas exóticas y arvenses, y los cuadros sin extracción 1 y 2 corresponden a los que no tuvieron extracción.

**Tabla 4.1 Matriz de similitud de Bray-Curtis entre los cuatro diferentes cuadros dentro de la zona sujeta a restauración en el sureste de A11. Las parcelas E1 y E2 corresponden a las que hubo extracción de plantas exóticas y arvenses, y las parcelas C1 y C2 corresponden a las que no hubo extracción.**

Cuadros	E2	C1	C2
E1	71.688	67.921	22.980
E2	-	59.835	20.437
C1	-	-	52.496

#### 4.4. Densidad de dos poblaciones de artrópodos

Se encontró un efecto significativo del sitio ( $F_{1,38} = 5.59$ ,  $P = 0.023$ ) y del mes de muestreo ( $F_{3,114} = 2.93$ ,  $P = 0.036$ ), pero no de la interacción sitio  $\times$  mes ( $F_{3,114} = 1.50$ ,  $P = 0.21$ ) sobre la densidad de *S. purpurascens* (Fig. 4.7). La densidad de chapulines fue significativamente

más alta en el sitio A11 ( $1.14 \pm \text{e.e. } 0.57 \text{ ind m}^{-2}$ ) que en ZN ( $0.16 \pm 0.08 \text{ ind m}^{-2}$ ). Asimismo, se encontró una densidad promedio significativamente más alta en julio ( $4.35 \pm 1.34 \text{ ind m}^{-2}$ ) que en octubre ( $0.22 \pm 0.12 \text{ ind m}^{-2}$ ).

Por otro lado, se encontró un efecto significativo del mes de muestreo ( $F_{2,76} = 21.53$ ,  $P < 0.001$ ), pero no del sitio ( $F_{1,38} = 0.23$ ,  $P = 0.63$ ) ni de la interacción sitio  $\times$  mes ( $F_{2,76} = 0.29$ ,  $P = 0.75$ ) sobre la densidad de *N. oaxacensis*. La densidad de *N. oaxacensis* en julio ( $1.12 \pm 0.01 \text{ ind m}^{-2}$ ) fue significativamente más alta que la registrada en los demás meses ( $0.17 \pm 0.05 \text{ ind m}^{-2}$  en agosto y  $0.13 \pm 0.08 \text{ ind m}^{-2}$  en septiembre) (Fig. 4.8). No se encontraron individuos de *N. oaxacensis* durante octubre, por lo que no se incluyeron estos datos en el análisis.

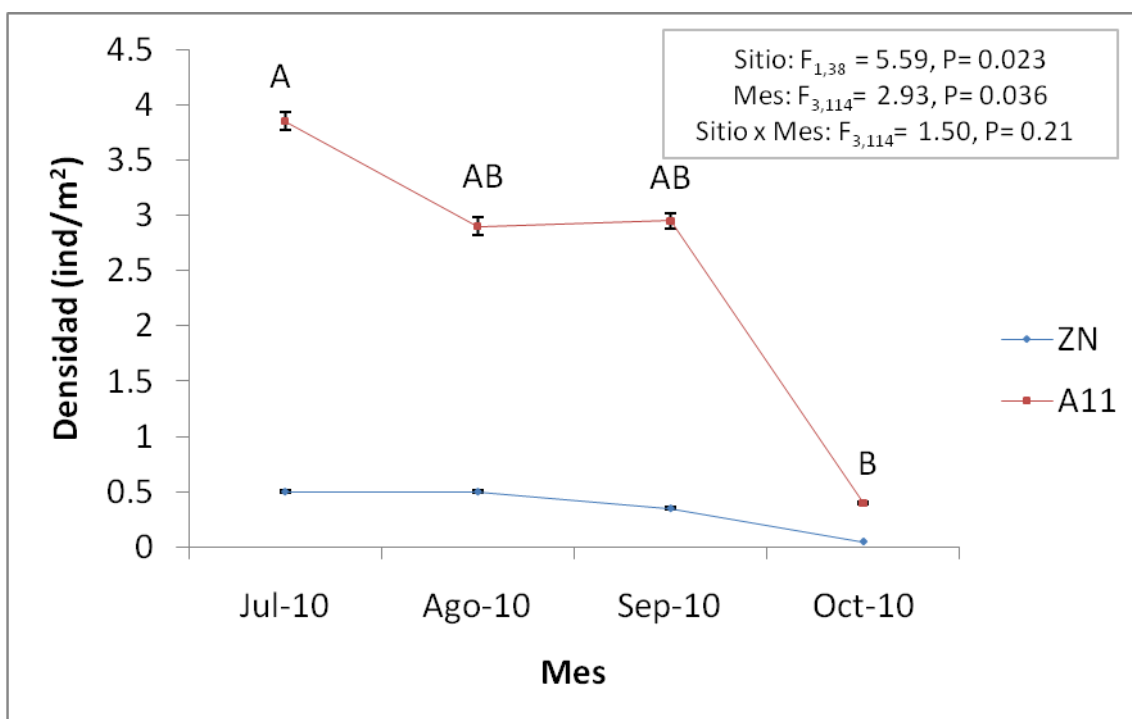


Figura 4.7 Densidad de chapulines *S. purpurascens* ( $\text{ind/m}^2 \pm \text{e.e.}$ ) en la zona sujeta a restauración (A11) y otra conservada localizada en la zona núcleo (ZN) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel entre julio y octubre 2010. Las letras diferentes denotan diferencias significativas entre fechas ( $P < 0.05$ , prueba de Tukey).

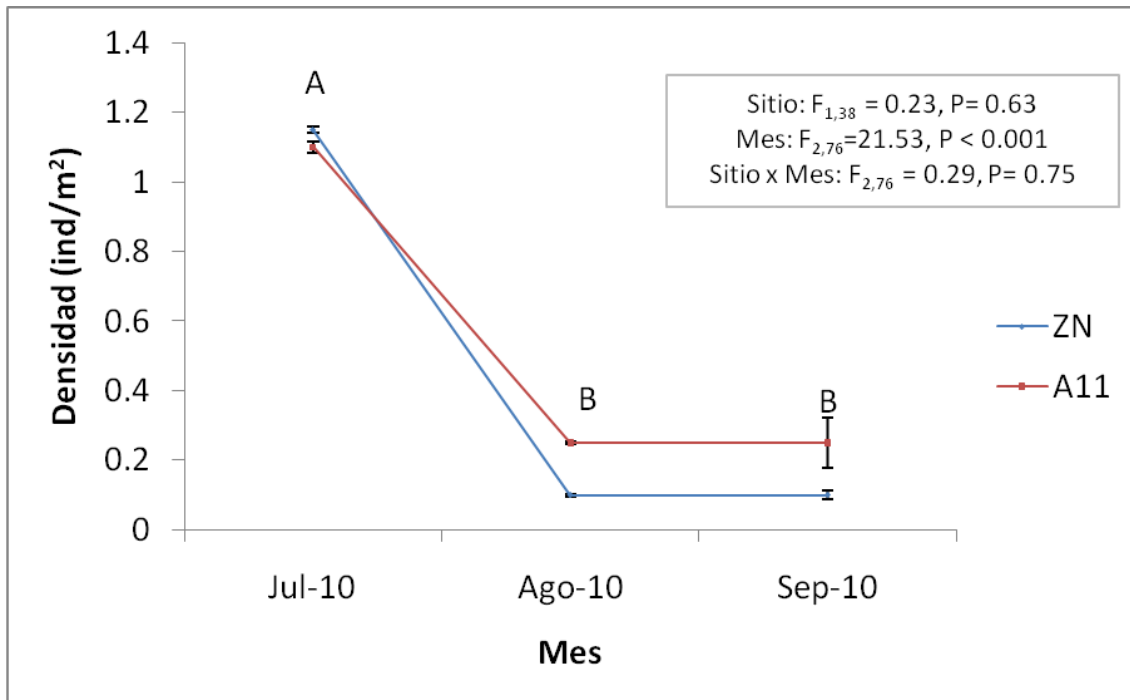


Figura 4.8 Densidad de arañas *N. oaxacensis* (ind/m<sup>2</sup> ± e.e.) en la zona sujeta a restauración (A11) y otra conservada localizada en la zona núcleo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel entre julio y octubre 2010. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre fechas ( $P < 0.05$ , prueba de Tukey).

#### 4.5. Costos calculados de las jornadas de restauración ecológica

El costo calculado para el proyecto de restauración ecológica del sureste de la zona de amortiguamiento 11 durante el periodo de 2009 a 2010 fue de \$ 51,480.60 (cincuenta y un mil cuatrocientos ochenta pesos 60/100 M.N.). Este costo incluyó las herramientas utilizadas para las jornadas, los víveres que se dieron a los voluntarios, el salario calculado por cada 8 horas de participación, el costo de los carteles para difusión, el retiro de los desechos generados durante la jornada y el costo de las herramientas y los demás materiales utilizados en la jornada (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2 Costos calculados de las cinco jornadas de restauración ecológica realizadas en el sureste de la zona de amortiguamiento 11 de la Reserva ecológica del pedregal de San Ángel.**

<b>Actividad</b>	<b>Herramientas y materiales</b>	<b>Costo (Pesos)</b>	<b>Apoyo institucional</b>
Difusión	Carteles	2250	F.C. <sup>1</sup>
	Publicación en la Gaceta UNAM	7888	F.C. <sup>1</sup>
	<b>Subtotal</b>	<b>10138</b>	
Retiro de desechos	Mano de Obra	5414.8	Voluntarios <sup>3</sup>
	Víveres para mano de obra	4925.8	Proyecto PAPIME <sup>4</sup>
	Transporte de desechos	16000	D.G.S.G. <sup>2</sup>
	Herramientas	15001.9	Proyecto PAPIME <sup>4</sup>
	<b>Subtotal</b>	<b>41342.6</b>	
<b>Total</b>		<b>51480.6</b>	

<sup>1</sup>F.C.: Facultad de Ciencias, UNAM

<sup>2</sup>D.G.S.G.: Dirección General de Servicios Generales

<sup>3</sup>Voluntarios: calculado con base en el salario mínimo 2010 (\$57.46 por día), considerando las 753.9 horas totales de trabajo de los 232 voluntarios divididas entre 8 horas.

<sup>4</sup>Proyecto PAPIME PE204809 "Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración".

## V. DISCUSIÓN

### 5.1. Monitoreo de la comunidad vegetal

5.1.1. *Plantas dominantes de las comunidades vegetales estudiadas.* Las especies que registran mayor abundancia, frecuencia o cobertura en una comunidad se conocen como especies dominantes y generalmente se utilizan para caracterizar una comunidad de plantas, y se ha visto que en ocasiones corresponden a las especies más competitivas (Gurevitch *et al.* 2002). Hubo una diferencia entre la zona sujeta a restauración (A11) y la zona conservada de referencia (ZN) en las especies dominantes (ver Figs. 4.1 a y b). En A11 se registró la dominancia de *B. cordata*, *P. clandestinum*, *T. majus*, *N. glauca* y *V. virgata*, mientras que en ZN dominó *B. cordata* pero con una menor cobertura que en el A11 y dominó la planta exótica *E. camaldulensis*. A continuación se discuten los efectos que tiene la diferencia de dominancia en A11 y ZN de estas especies.

5.1.1.1. El pasto kikuyo, *Pennisetum clandestinum*. Este pasto fue una de las plantas dominantes en la zona sujeta a restauración. Esta planta es originaria de la región tropical del este de África, y es invasora de zonas de vegetación abierta de climas templados y subtropicales (Perdomo *et al.* 2009). Además, se encuentra dentro de la base de datos de las especies invasoras globales de la IUCN (2010). Cano-Santana *et al.* (2006) consideraron como zonas deterioradas de la REPSA a las áreas dominadas por especies exóticas (entre ellas *P. clandestinum*) y Hernández-Herrerías (2011) registró que los sitios perturbados presentan altas coberturas de esta gramínea. La dominancia de este pasto exótico afecta a la regeneración de zonas perturbadas porque forma una cobertura densa que asfixia a las plántulas de otras especies y promueve los fuegos recurrentes debido a que adiciona al suelo material combustible de manera continua (Cione *et al.* 2002, IUCN 2010).

La cobertura de *P. clandestinum* se mantuvo constante desde 2006: entre julio de 2006 y julio 2007 tuvo una cobertura promedio anual de  $25.3 \pm e.e. 2.3 \%$  (Villeda-Hernández 2010), entre febrero de 2008 y agosto 2009 registró  $20.2 \pm 7.15 \%$  (E. Váldez del Ángel, datos no publ.) y en este estudio se detectó un valor de  $25.4 \pm 0.58 \%$ . Lo anterior significa que las acciones de restauración no han podido disminuir su cobertura a pesar del esfuerzo vertido en las labores de restauración. Los factores que se cree que han hecho que *P. clandestinum* mantenga su cobertura, son los siguientes:

1. Para buscar disminuir de este pasto se había recomendado eliminar el material no consolidado, el cual se cree que hace menos competitivas a las especies nativas (Hernández-Herrerías, 2011); sin embargo, es prácticamente imposible eliminar el material no consolidado que se encuentra debajo de los fragmentos de roca basáltica (Fig. 5.1).
2. La extracción mecánica de esta especie se ha dificultado debido a que todos los rizomas se deben de eliminar para evitar la regeneración (IUCN 2010), por lo que se requiere de métodos de eliminación que no se han podido realizar en las jornadas de restauración debido a su alto costo, como por ejemplo, la utilización de herbicidas específicos (IUCN 2010).
3. Se ha observado a esta especie establecerse con éxito bajo la sombra del árbol *B. cordata* y se sabe que la única sombra que no tolera es la sombra continua de las zonas boscosas (Perdomo *et al.* 2009, IUCN 2010). Por lo que se deduce que, plantar especies arbustivas o arbóreas para generar sombra no sería un método efectivo para disminuir su cobertura.

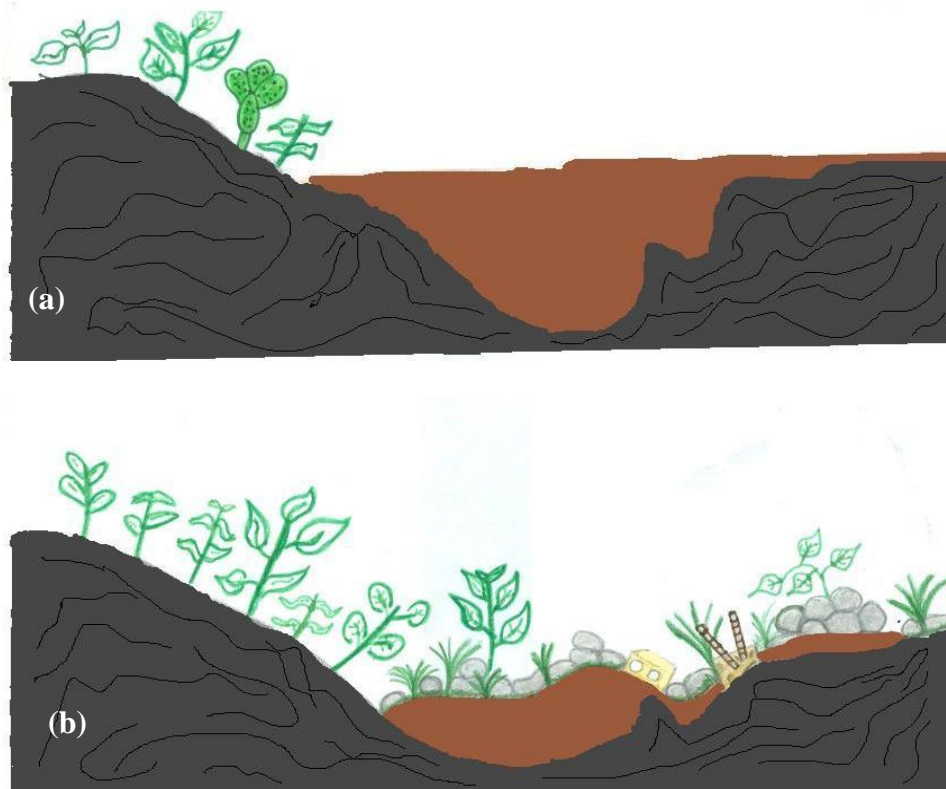


Figura 5.1. La zona sujeta a restauración (A11), posterior al disturbio, estaba cubierta de relleno después del disturbio, por lo que (a), para recuperar el paisaje, se eliminó el relleno y se agregaron fragmentos de roca basáltica (b). Sin embargo, no todo el relleno fue eliminado y la capa de sustrato basáltico no es profunda en algunos sitios. Esto favorece el crecimiento de *Pennisetum clandestinum*. Elaborado por A. Romero Mata.

5.1.1.2. El mastuerzo, *Tropaeolum majus*. Esta especie tuvo una cobertura promedio anual de 3.2 % en la zona sujeta a restauración. Esta es una planta exótica originaria de la región de los Andes de Sudamérica que generalmente se encuentra como maleza ruderal (Rzedowski y Rzedowski 2001) y puede afectar al establecimiento de plántulas nativas (PIER 2011). Debido a lo anterior, se recomienda seguir haciendo acciones de restauración para eliminar esta planta.

5.1.1.3. Los eucaliptos, *Eucalyptus* spp. Los eucaliptos (*E. camaldulensis*, y, en menor medida, *E. globulus*) son plantas exóticas que han afectado de diversas maneras a la REPSA. Han formado un dosel que no existía y que no corresponde a la etapa sucesional en la que se encuentra la comunidad vegetal del Pedregal, en la que aún predominan las plantas xerófilas de porte bajo que compiten exitosamente por radiación solar. Los eucaliptos disminuyen la calidad y cantidad de luz que llega a los estratos arbustivo y herbáceo en las zonas donde están distribuidos en mayor densidad. Lo anterior afecta a las plantas xerófilas que se encuentran debajo de sus copas (Segura-Burciaga, 2009).

En la zona sujeta a restauración, la planta exótica *E. camaldulensis* no se encontró dentro del grupo de las especies dominantes con cobertura mayor del 5 % (ni siquiera en los datos de Villeda-Hernández 2010 y E. Valdez del Ángel datos no publ.). Sin embargo, en la zona conservada de referencia adyacente, en el periodo 2009 a 2010 tuvo una cobertura promedio anual de 5.9 %. La zona conservada de referencia se encuentra 28 m al norte de la zona sujeta a restauración (ver Fig. 3.4), por lo tanto puede ser una fuente de semillas para la zona sujeta a restauración y para la zona núcleo poniente dentro de la cual se encuentra y, consecuentemente, se tienen que hacer acciones para eliminarla. Sin embargo, San José-Alcalde (2010) discutió que *E. camaldulensis* podría ser un sitio de percha importante para varios tipos de aves, por lo tanto se puede recomendar plantar otros árboles nativos o mantener los árboles muertos de *E. camaldulensis*, cuando ya no sean una fuente de semillas, como un tipo de percha. La posibilidad de que las aves tengan perchas favorece la lluvia de semillas a través de sus heces.

5.1.1.4. El tepozán, *Buddleia cordata*. Este árbol nativo se distribuye en matorrales, pastizales y bosques, pero en lugares intensamente perturbados, incluyendo zonas urbanas



(Rzedowski y Rzedowski 2001). En nuestro sitio de estudio *B. cordata* fue una de las especies dominantes tanto en la zona sujeta a restauración como en el interior de las zonas núcleo (ver Cano-Santana, 1994a). A pesar de que en abril de 2008 se implementaron acciones para reducir su cobertura (E. Valdez del Ángel datos no publ.), esta especie mantuvo una cobertura promedio anual de 32.3 %, más del doble de la que registró en ZN, donde alcanza un valor de 17.6 %. Esta planta coloniza con facilidad los sitios abiertos y perturbados gracias a que sus semillas son dispersadas fácilmente por el viento, lo que explica su presencia en sitios con vegetación secundaria y en lugares intensamente perturbados (Mendoza-Hernández 2003, Rzedowski y Rzedowski 2001, Mendoza-Hernández *et al.*, 2010). A pesar de lo anterior, Mendoza-Hernández (2003) dice que la presencia del tepozán modifica favorablemente el microambiente circundante y facilita la incorporación de especies sucesionalmente tardías. El bosque de tepozán podría ser la siguiente etapa seral en el Pedregal del Xitle (Cano Santana y Meave 1996).

San José-Alcalde (2010) encontró que *B. cordata* fue la especie nativa más utilizada para el forrajeo por parte de las aves, lo cual indica su importancia como fuente de recursos alimentarios y como sitio de percha gracias a su copa abierta y a su talla, que varía entre 2 a 4 m. Considerando lo anterior, se recomienda ya no buscar eliminar esta planta. En los sitios del A11 donde se detectaban grandes densidades de *B. cordata*, también se encontraron grandes extensiones del pasto exótico *P. clandestinum*. Lo anterior se pudo deber a que ambas especies se ven favorecidas por la gran cantidad de material no consolidado que existe en los sitios en donde crecen y se establecen sus raíces. Para buscar disminuir la cobertura de ambas especies, sería recomendable eliminar el material no consolidado o incrementar la profundidad de la roca basáltica, más que controlar por

extracción a *B. cordata*.

5.1.1.5. El tabaquillo, *Nicotiana glauca*. Esta planta exótica originaria de Sudamérica se encuentra dentro de la base de datos de las especies invasoras globales y se considera que invade hábitats naturales que son de interés para la conservación (IUCN 2010). Sus mayores valores de cobertura relativa fueron registrados en diciembre en A11 (5.4 %). Este porcentaje es muy bajo si se compara con la cobertura promedio anual de *P. clandestinum*. San José-Alcalde (2010) vio que en A11 esta planta es visitada por seis especies de aves, y junto con *B. cordata*, es una de las principales especies utilizadas para el forrajeo de estos animales. Dados estos datos, durante las jornadas de restauración se dejó de remover los ejemplares de esta especie. Se recomienda, por tanto, mantener esta decisión de no eliminar esta planta. En ocasiones el control o erradicación de una especie exótica puede tener un efecto no deseado sobre una especie nativa si la especie exótica provee de alimento o hábitat a un organismo nativo (D'Antonio y Meyerson 2002).

5.1.2. Restauración de plantas exóticas y arvenses. Es importante agrupar a las diferentes especies dentro de una clasificación para poder entender mejor el funcionamiento de la comunidad vegetal. Las acciones de restauración de los ecosistemas se basan en el restablecimiento de una cobertura vegetal compuesta por individuos de especies nativas que resistan y mejoren las condiciones del área perturbada y que posibilitan la recuperación de los procesos ecológicos originales (Segura-Burciaga 2005). Debido a lo anterior, fue importante conocer y comparar la cobertura de las especies exóticas y nativas que existen en nuestro sitio. Además, generalmente se busca una dominancia de especies etapas sucesionalmente tardías (Grime 1987), por lo tanto fue importante comparar la cobertura de las plantas arvenses nativas, las cuales se consideraron como de etapas sucesionalmente

tempranas o colonizadoras, de la cobertura de las plantas no arvenses nativas, consideradas a su vez como de etapas sucesionalmente tardías. Sin embargo, hay que tener precaución con esta clasificación debido a que los conceptos de arvenses y colonizadoras se superponen, pero no son idénticos, ya que el primero deriva un punto de vista antropocéntrico y el segundo de uno ecológico (Rejmánek 2000).

En este estudio existieron grandes diferencias entre sitios en la cobertura de plantas exóticas, arvenses nativas y no arvenses nativas (ver Fig. 4.2). Las plantas nativas no arvenses tuvieron una mayor cobertura en la zona conservada de referencia con respecto al sitio sujeto a restauración, lo cual indica que aún no se ha recuperado el sitio A11 sujeto a restauración.

En el periodo 2006 a 2007 las plantas exóticas y las plantas no arvenses nativas tuvieron una cobertura promedio anual de 60 y 33 %, respectivamente (Villeda-Hernández 2010), en tanto que en el periodo 2009-2010 registraron 36 y 55 %, respectivamente, lo que indica que ha habido un cambio en la dominancia de los diferentes tipos de plantas, lo cual constituye un gran avance.

Las plantas arvenses nativas, que se consideraron como las plantas sucesionalmente tempranas, no superan el 10 % en el A11 y el 3 % en la ZN. En el periodo de 2006-2007 (Villeda-Hernández 2010) la cobertura máxima de plantas arvenses en el A11 fue de 11 % y en ZN fue de 2 %. Esta diferencia entre ZN y A11 puede deberse a que todavía no se está recuperando la estructura de la vegetación del A11. Sin embargo, también se puede observar que la cobertura de plantas arvenses se ha mantenido estable en ambos sitios a través del tiempo. Esta estabilidad también nos indica que no es prioritario seguir haciendo acciones de remoción de las plantas arvenses nativas.

La notable diferencia que existe en el índice de diversidad de Simpson entre A11 y ZN y las diferencias significativas que existieron entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener registrados a lo largo del año indican que todavía no ha existido una recuperación total del A11, a pesar de que tiene una mayor riqueza específica con respecto a la ZN.

*5.1.3. Cambios en la cobertura a través del año.* Los cambios en la cobertura relativa de las plantas a través del año pudieron deberse a las acciones de restauración, sin embargo la estacionalidad de la Reserva influyó de manera importante. Debido a lo anterior, dichos cambios no pueden atribuirse directamente a las acciones de restauración.

*5.1.4. Comparación con estudios previos.* Al comparar los datos de riqueza específica de plantas que Villeda-Hernández (2010) y E. Valdez del Angel (datos no publ.) registraron en el pasado, es notable que ellos encontraron valores menores de este parámetro en ambos sitios (50 y 72 en ZN; 39 y 66 en A11, respectivamente) en relación a los que se obtuvieron en este estudio para 2009-2010 (81 en ZN y 89 en A11). Esto puede deberse a que el esfuerzo de muestreo fue distinto entre estudios, pues los autores recién mencionados muestrearon un total de 150 m de líneas de Canfield. Sin embargo, ambos obtuvieron una mayor riqueza específica en la ZN, mientras que en este estudio se obtuvo una mayor riqueza específica en el A11, lo cual puede ser una señal de recuperación del sitio, o bien, de que el disturbio intermedio tiene un efecto benéfico para muchas especies como se discutirá a continuación.

La teoría del disturbio intermedio dice que la riqueza específica es alta en tiempos intermedios posteriores a un disturbio con base en la suposición de que las especies sucesionales tardías van a desplazar competitivamente a las especies sucesionales

tempranas, lo que reducirá la riqueza posteriormente, a lo largo del proceso sucesional (Collins *et al.* 1995).

A partir de las líneas de Canfield trazadas en la ZN y el A11, también se calculó el índice de similitud de Jaccard y Sørensen. Se obtuvo índice de similitud de Sørensen cualitativo de 0.48, un índice de similitud de Sørensen cuantitativo de 0.36 y un índice de similitud de Jaccard de 0.31 entre A11 y la zona conservada de referencia (ZN). E. Valdez del Ángel (datos no publ.) en el periodo de febrero de 2008 a agosto de 2009 también obtuvo un índice de similitud de Sørensen cualitativo de 0.48 y un índice de similitud de Jaccard de 0.31 entre ambas zonas. Villeda-Hernández (2010), por su parte, en el periodo de julio de 2006 a junio de 2007 obtuvo un índice de similitud de Sørensen cualitativo de 0.49 y un índice de similitud de Jaccard de 0.33. Como se puede ver, los índices de similitud han mantenido valores muy semejantes a lo largo del tiempo. Para los tres índices de similitud, un valor de 1 nos indicaría que la composición vegetal de ambas zonas es idéntica (MacDonald, 2003). Con los datos, se puede concluir que desde 2006 existe una similitud que no sobrepasa el 50 %.

## **5.2. El listado florístico**

A partir de las visitas exhaustivas a los sitios de estudio sólo se obtuvieron diez especies más de las que se obtuvieron con las líneas de Canfield en ambos sitios (ver Apéndice). Esto nos indica que el muestreo con la longitud seleccionada por líneas de Canfield mostró de manera representativa la riqueza de las plantas presentes en ambos sitios. Sin embargo, hay que considerar que las líneas de Canfield de dirección Norte a Sur intersectaban con las

de dirección Este-Oeste lo cual pudo haber llegado a influir en la representatividad de las plantas localizadas en las intersecciones (ver Fig. 3.4).

### **5.3. Experiencias del experimento de remoción de plantas exóticas y arvenses**

Existió una diferencia en la dominancia de especies en los cuadros en donde no hubo extracción de plantas exóticas y arvenses con respecto a los cuadros en donde sí hubo extracción (Figs. 4.4 a 4.6). En ambos tipos de cuadros dominó *B. cordata* y *P. clandestinum*, pero en los cuadros donde hubo extracción dominaron también las plantas nativas no arvenses *V. virgata* y *E. petiolare* y las plantas arvenses *S. salignus* y *W. urens*. En los cuadros donde no hubo extracción dominó también la planta exótica *T. majus*.

Aunque la planta exótica *P. clandestinum* se encontró en los dos tipos de cuadros, fue dominante con un 38.1 % de cobertura promedio anual, sólo en donde no hubo extracción, mientras que en los cuadros en donde hubo extracción sólo tuvo una cobertura promedio anual de 3.4 % (Fig. 4.4a). La planta dominante en los cuadros en donde no hubo extracción fue *B. cordata*, con una cobertura de 49.5 % (Fig. 4.4b).

Considerando la clasificación de nativa arvense, nativa no arvense y exótica (Fig. 4.5), fue posible ver que en los cuadros en donde se extrajeron plantas exóticas y arvenses dominaron las plantas nativas, mientras que en los cuadros en donde no hubo extracción dominaron las plantas exóticas. Las plantas no arvenses dominaron en un 78.1 % en los cuadros en donde se extrajeron las plantas exóticas y arvenses. Las plantas exóticas dominaron en un 57.2 % en los cuadros en donde no hubo extracción. Sin embargo, las plantas nativas arvenses tienen una mayor cobertura promedio anual en los cuadros en donde se extrajeron plantas exóticas y arvenses (14.6 %) con respecto a los cuadros donde

no hubo extracción de plantas (2.2 %). Esto se debe a que durante el periodo de muestreo sólo hubo control de la planta nativa arvense *W. urens* y no de *S. salignus*, la otra planta arvense dominante.

Por otro lado, al comparar todos los cuadros entre sí por medio del dendrograma Bray-Curtis se observó que los cuadros más similares fueron aquellos en donde hubo extracción de plantas exóticas y arvenses (Fig. 4.6), lo cual nos indica que la extracción de plantas exóticas y arvenses en éstos cuadros homogeniza la estructura de la comunidad vegetal y disminuye la varianza existente. Esto coincide con lo obtenido por Villeda-Hernández (2010) en donde encontró que los cuadros con extracción de plantas exóticas tuvieron mayor similitud entre sí que los cuadros control.

Los resultados parecen indicar claramente que la extracción de plantas exóticas y plantas arvenses permite influir sobre la composición vegetal del sitio. En este caso, se favoreció el establecimiento y el aumento de cobertura de las plantas nativas no arvenses. Lo anterior probablemente se debió a que se liberó la competencia con las plantas exóticas, las cuales en ocasiones pueden ser invasoras, tener efectos negativos sobre la competencia y ser capaces de producir cambios significativos en la estructura y composición de los ecosistemas (Berger 1993, Castillo-Argüero *et al.* 2009). En este sentido, se vieron los beneficios que la extracción selectiva de plantas tiene como una herramienta importante de la restauración ecológica.

Debido a que el sitio sujeto a restauración presenta gran variabilidad ambiental, se recomienda que para que el experimento tenga mayor representatividad, aumentar el número de cuadros (White y Walker 2010).

En una escala espacial mayor sería más complicado hacer una remoción intensiva de

las especies exóticas. En los cuadros experimentales ha sido posible disminuir la cobertura de *P. clandestinum*; sin embargo, si se considera todo el sitio sujeto a restauración se puede ver que a pesar de los esfuerzos de remoción, su cobertura se ha mantenido constante desde el 2006. Lo anterior se debe a que no se han podido hacer acciones de remoción en el área total tan intensivas como las que se hicieron en los cuadros experimentales. Por lo anterior, se puede concluir que, a pesar de que las actividades de remoción de plantas exóticas evidentemente disminuyeron la cobertura de estas plantas, se pueden presentar dificultades para poder aplicar este método en una mayor escala.

#### **5.4. Densidad de artrópodos**

Generalmente sólo se realizan monitoreos de la vegetación para evaluar el éxito de las acciones de restauración aunque también conviene evaluar la recuperación de la fauna nativa de artrópodos debido a la amplia diversidad de microhábitats y nichos que ocupan, así como las funciones ecológicas en las que están involucrados (Blanke *et al.* 2007). Además, su corta duración generacional y los grandes tamaños poblacionales que alcanzan permiten la colección de tamaños de muestra estadísticamente significativos (Longcore 2003). Por otro lado, en ocasiones no existe una relación directa entre la revegetación en un sitio restaurado y el establecimiento de fauna nativa de artrópodos, por lo que es necesario hacer un monitoreo de la estructura de la comunidad de éstos, así como realizar acciones en donde se busque recuperar las poblaciones de artrópodos nativos (Longcore 2003).

En este estudio se buscó conocer la densidad de dos poblaciones importantes de artrópodos en la Reserva del Pedregal con el objetivo de evaluar la estructura trófica y



saber si éstas han logrado recuperarse en el transcurso de la restauración.

Las diferencias de la densidad de *S. purpurascens* de julio con respecto a octubre (ver Fig. 4.7) coincidieron con los datos obtenidos por E. Valdez del Angel (datos no publ.) y Cano Santana (1994a) que muestran que la densidad poblacional disminuía conforme avanzaba la temporada. Esto se debe a que esta especie presenta una sola generación al año (Castellanos-Vargas y Cano-Santana 2009) y conforme pasa el tiempo la densidad de individuos va disminuyendo por mortalidad debida a depredación u otros factores ambientales.

Asimismo, las diferencias de la densidad de *N. oaxacensis* en julio con respecto a agosto y septiembre (ver Fig. 4.8) coincidieron con lo obtenido por Martínez-Jasso (2002) y Cecaíra-Ricoy (2004), que observaron que la densidad de *N. oaxacensis* se fue reduciendo a través del tiempo. Martínez-Jasso (2002) consideró que esto se debe a que esta especie presenta una sola generación al año, y conforme se desarrolla la cohorte, las arañas se van muriendo por factores diversos entre los que se incluye la depredación.

Las diferencias en la densidad de *S. purpurascens* registradas entre sitios probablemente se debieron a las características de perturbación que tiene el sitio sujeto a restauración, que lo distinguen de la zona conservada de referencia. Además, el hecho de que A11 tiene una densidad significativamente más alta con respecto a la ZN sugiere que la zona sujeta a restauración tiene ciertos factores que favorecen el crecimiento poblacional de *S. purpurascens*. Una característica de la zona sujeta a restauración que la distingue de la zona conservada de referencia es la dominancia de la planta exótica *P. clandestinum*. Hernández-Herrerías (2011) encontró que los tiraderos (zonas recubiertas con escombros y desechos inorgánicos), los cuales se caracterizan por presentar altas coberturas de las

plantas exóticas como *P. clandestinum* tuvieron una mayor densidad de *S. purpurascens* con respecto a sitios conservados e incendiados. Saucedo-Morquecho (2011) encontró mayor densidad de *S. purpurascens* en un sitio sujeto a restauración en la zona de amortiguamiento 8 con respecto a la misma zona conservada de referencia. El sitio sujeto a restauración dentro de A8 presentó una cobertura relativa de *P. clandestinum* del 19 % (Saucedo-Morquecho 2011). Asimismo, Castellanos-Vargas (2001) encontró la presencia de ootecas con un gran número de huevos en los sitios perturbados con *P. clandestinum*, al comparar con los sitios dominados por *Muhlenbergia robusta* (E.Fourn.) Hitchc., hoyos y grietas.

En 2006 Villeda-Hernández (2010) también encontró diferencias significativas en la densidad de *S. purpurascens* entre A11 y ZN; sin embargo, encontró mayor densidad en ZN con respecto a A11. En 2009 E. Valdez del Angel (datos no publ.) encontró una diferencia significativa del sitio sobre la densidad de *S. purpurascens*, siendo mayor la densidad en A11 que en ZN. Los cambios en densidad de A11 con respecto a ZN que ocurrieron del año 2006 al 2009 pudieron haberse debido a que el tiempo permitió que *S. purpurascens* lograra establecerse en los sitios perturbados con dominancia de *P. clandestinum*.

Por lo anterior, parece haber una relación entre la cobertura de *P. clandestinum* y la densidad de *S. purpurascens*. Esto se puede deber a que *P. clandestinum* es un pasto muy nutritivo que favorece el desempeño de los chapulines, ya que, incluso, es utilizado para el pastoreo (Castellanos-Vargas 2001, Reeves *et al.* 1996, Fulkerson *et al.* 1998). Cano-Santana *et al.* (2006) y Hernández-Herrerías (2011) consideran que una de las características de las zonas perturbadas de la REPSA es la dominancia de especies exóticas, entre ellas *P. clandestinum*.

*N. oaxacensis*, por su parte, en 2009 (E. Valdez del Ángel datos no publ.) y 2010 no registró diferencias significativas entre sitios en su densidad, lo cual puede significar que esta especie se ha recuperado totalmente. Estos datos contrastan con los de Cecaíra-Ricoy (2004), en donde se encontró una mayor densidad en sitios perturbados dominados por *P. clandestinum*. Esto puede deberse a que en los sitios perturbados utilizados por Cecaíra-Ricoy (2004), había una mayor cobertura relativa de *P. clandestinum* en los sitios perturbados (de 61 a 95 %) y un mayor grado de perturbación que en el sitio A11 sujeto a restauración.

#### **5.5. Costos calculados de las jornadas de restauración ecológica**

El costo calculado para las jornadas de restauración fue de \$51, 480.6 (cincuenta y un mil cuatrocientos ochenta pesos 60/100 M.N.) (Tabla 4.2). Este costo es mayor al costo de \$18,914.0 calculado para las cuatro jornadas realizadas en este mismo sitio durante el periodo 2006-2007 (Villeda-Hernández 2010). Esta diferencia se debe a que durante el periodo 2006-2007 sólo asistieron 53 y se retiraron 13.8 m<sup>3</sup> de material (Villeda-Hernández 2010). En contraste, en este estudio hubieron 232 asistentes y se retiró 97.7 m<sup>3</sup> de material. El mayor retiro de material y la mayor asistencia durante el periodo 2009-2010 se debe una mejor divulgación de las jornadas.

Se requiere de una gran inversión de dinero para poder realizar las jornadas de restauración ecológica. Lo más costoso son las herramientas que se utilizan para el retiro de desechos, pero también es costoso el transporte de desechos y la divulgación de las jornadas por medio de gacetas o periódicos. En estas restauraciones la mayoría de las actividades fueron financiadas por la UNAM. El financiamiento de las instituciones y la

participación de voluntarios es necesario para poder llevar a cabo este tipo de jornadas. Por ello, es sumamente importante divulgar sobre la importancia del proyecto y mostrar los resultados que se están obteniendo para poder seguir recibiendo apoyo.

## VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con base en los resultados obtenidos se formulan las siguientes conclusiones.

1. Las actividades de restauración ecológica permitieron enriquecer el sitio con 96 especies de plantas; sin embargo, el grado de dominancia entre sitios fue distinto y *P. clandestinum* mantuvo su dominancia desde 2007.
2. La riqueza y la cobertura de especies nativas aumentó en la zona sujeta a restauración; sin embargo, los índices de similitud han permanecido constantes desde 2006. Además, la zona conservada de referencia siguió teniendo valores más altos de los índices de diversidad de Simpson y de Shannon-Wiener.
3. Se recuperó la población de *N. oaxacensis*, importante depredador; no obstante el herbívoro *S. purpurascens* mantuvo altas densidades en A11 (la zona sujeta a restauración), lo que sugiere que este sitio todavía tiene rasgos de zona perturbada.
4. Las actividades del control de plantas exóticas y malezas evidentemente promovieron la dominancia de plantas no arvenses, por lo cual se considera un método efectivo de la restauración ecológica para este sitio.

Con respecto a las jornadas de restauración se recomiendan las siguientes acciones:

1. Buscar reducir la cobertura de *E. camaldulensis* en la zona conservada de referencia, debido a que estas plantas son una fuente de semillas para la zona sujeta a restauración.
2. Cambiar las acciones orientadas a eliminar la planta exótica *P. clandestinum*. Por ejemplo, aumentar la cantidad de fragmentos de rocas basálticas en el sitio sujeta a restauración, para que exista menos material no consolidado expuesto.
3. Detener la estrategia de eliminar la planta exótica *N. glauca* debido a que es polinizada por aves (San José-Alcalde 2010) y no es una especie con cobertura dominante.

Respecto a los monitoreos de la restauración en A11 se recomienda lo siguiente:

1. Nuestro sitio conservado de referencia se encuentra afectado por el efecto borde y por la invasión de *E. camaldulensis*. Por lo tanto se recomienda, tener más de un sitio conservado de referencia. Debido a que un sitio de referencia sólo es una muestra de la variación espacial que originalmente se encuentra presente y tener más sitios nos produciría una mejor descripción de la variación ecológica de la REPSA (White y Walker 2010).
2. Se recomienda mejorar el estudio del efecto de la extracción de plantas exóticas aumentando el número de cuadros donde hay extracción de plantas exóticas y cuadros donde no hay extracción.

## LITERATURA CITADA

- Aladro, M. A., M. Reyes y F. Olvera. 2009. Diversidad de los protozoos ciliados. Pp. 63-70, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Antonio-Garcés, J. I. 2008. Restauración Ecológica de la Zona de Amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. Pp. 465-481, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd., Oxford. 738 pp.
- Berger, J. 1993. Ecological restoration and nonindigenous plant species: A review. *Restor. Ecol.*, 1(2): 74-82
- Blanke, V., B. Schulze, U. Gerighausen, S. Küster, R. Rothe, H. Schulze y M. Siñeriz. 2007. The power of regeneration: lessons from a degraded Grassland. *Restor. Ecol.*, 15(2): 307–311
- Bonham, C. D. 1989. *Measurements for Terrestrial Vegetation*. John Wiley & Sons, Nueva York. 338 pp.
- Camacho-Castillo, E. 1999. Demografía y movilidad de *Sphenarium purpurascens*

- (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 67 pp.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. Forestry*, 39(4):388-394.
- Cano-Santana, Z. 1994a. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Tesis de Doctorado. UACPyP-CCH y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 198 pp.
- Cano-Santana, Z. 1994b. La reserva del pedregal como ecosistema: Estructura trófica. Pp. 149-158, en: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana, Z. y J.A. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias*, 41:58-68
- Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, P. Mendoza-Hernández., R. León-Rico, J. Soberón, E. Tovar, E. Martínez-Romero, L. Ruiz y A. Martínez-Ballesté. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del Pedregal del Xitle. Pp. 203-226, en: K. Oyama y A. Castillo (coords.). *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México*. Siglo XXI y Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castellanos-Vargas, I. 2001. Ecología de la ovoposición de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F.



- (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 115 pp.
- Castellanos-Vargas, I. y Z. Cano-Santana. 2009. Historia natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). Pp. 337-346, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castillo-Argüero, S. Y. Martínez-Orea, J. A. Meave, M. Hernández-Apolinar, O. Núñez-Castillo, G. Santibáñez-Andrade y P. Guadarrama-Chávez. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. Pp. 107-117, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cecaira-Ricoy, R. 2004. Fuerzas ascendentes y productividad secundaria en *Neoscona oaxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Chávez, N. y M. Gurrola. 2009. Avifauna. Pp. 261-276, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cione, N. K., P. E. Padgett y E. B. Allen. 2002. Restoration of a native shrubland impacted by exotic grasses, frequent fire, and nitrogen deposition in Southern California. *Restor. Ecol.*, 10(2): 376-384
- Clements, F.E. 1916. *Plant Succesion*. Carnegie Institute of Washington, Washington, D.C. 512 pp.

- Collins, S. L., S. M. Glenn y D. J. Gibson. 1995. Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: Decoupling cause and effect. *Ecology*, 7(2): 486-492
- Cueva del Castillo, R. y Z. Cano-Santana. 2001. Variación de la coloración corporal de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en función del sexo y su relación con la formación de parejas en un ambiente heterogéneo. *Folia Entomol. Mex.*, 40(3): 297-309
- D'Antonio, C. y L. A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in Ecological Restoration: A synthesis. *Restor. Ecol.*, 10(4): 703-713
- Delgadillo, C. y A. Cárdenas S. 2009. Musgos y otras briofitas de importancia en la sucesión primaria. Pp. 101-105, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Espinosa-García, F.J. y J. Sarukhán. 1997. *Manual de Malezas del Valle de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Fondo de Cultura Económica, México. 407 pp.
- Fulkerson, W.J., K. Slack, D.W. Hennessy y G. M. Hough. 1998. Nutrients in ryegrass (*Lolium* spp.), white clover (*Trifolium repens*) and kikuyu (*Pennisetum clandestinum*) pastures in relation to season and stage of regrowth in a subtropical environment. *Aust. J. Exp Agric.*, 38: 227-240
- Gleason, H.A. 1917. The structure and development of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club*, 44:463-481
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot.*

*Club*, 53: 7-26

- Grime, J. P. 1987. Dominant and subordinate components of plant communities: implications for succession, stability and diversity. Pp 413–428, en: A. J. Gray, M. J. Crawley, and P. J. Edwards, editors. *Colonization, Succession and Stability*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Gurevitch, J., S.M. Scheiner, G.A. Fox. 2002. *The Ecology of Plants*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts. 523 pp.
- Hernández-Herrerías, L. B. 2011. Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 52 pp.
- Hobbie, J., S. Carpenter, N. Grimm, J. Gosz y T. Seastedt. 2003. The US long term ecological research program. *BioScience*, 53(1): 21-32
- Hobbs, R. y L. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion. Implications for conservation. *Conserv. Biol.*, 6(3): 324-337
- Hobbs, R. y Harris, J. 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's damaged ecosystems in the new millennium. *Restor. Ecol.*, 9(2): 239-246.
- Hortelano-Moncada, Y., F. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos silvestres. Pp. 277-293, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2010. *Global Invasive Species Database*. En: [www.issg.org/database/](http://www.issg.org/database/). Fecha de consulta: 31/05/2011.
- Ibarra, G. 1979. Las arañas Labidognatha de la parte norte del Pedregal de San Ángel. Tesis

- profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 135 pp.
- Kevan, D. K. 1977. The American Pyrgomorphidae. *Rev. Soc. Ent. Argentina.*, 36: 3-28
- Kleijn, D. 2003. Can establishment characteristics explain the poor colonization success of late successional grassland species on ex-arable land? *Restor. Ecol.*, 11(2): 131-138
- Li, J., D. Xu y G. Wang. 2008. Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecol.* 33(1): 10-14
- Longcore, T. 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restor. Ecol.*, 11(4): 397-409
- MacDonald, G. M. 2003. *Biogeography: Introduction to Space Time and Life*. John Wiley and Sons. New York. 518 pp.
- Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, N.J. 179 pp.
- Martínez-Jasso, C. 2002. Ecología e historia natural de *Neoscona oaxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, México: Selección de hábitat y análisis poblacional. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 86 pp.
- McAleece, N., P. J. D. Lambshead, G. L. J. Paterson y J. G. Gage. 1997. *Biodiversity Pro*. Beta-Versión. A program for analyzing ecological data. The Natural History Museum & the Scottish Association for Marine Science. London.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystem and Human Well-being: a Framework for Assessment. Island Press. Washington. En: <[www.millenniumassessment.org](http://www.millenniumassessment.org)>. Fecha de consulta: 5/04/11

- Meave, J., J. Carabias, V. Arriaga y A. Valiente-Banuet. 1994. Observaciones fenológicas en el Pedregal de San Ángel. Pp. 91-105, en: A. Rojo (comp.), *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Meffe, G. y C. R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland. 600 pp.
- Méndez de la Cruz, F., A. H. Díaz de la Vega P. y V. H. Jiménez A. 2009. Herpetofauna. Pp. 243-260, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Mendoza-Hernández., P. E. 2003. El tepozán. *Ciencias*, 70: 32-33
- Mendoza-Hernández, P. E. 2010. Germination, emergence and survival of *Buddleja cordata* in an urban forest. *Ecological Restoration*, 28(3): 263-265
- Mendoza P., C. y E. Tovar. 1996. Ecología de forrajeo de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 97 pp.
- Mittermeier, R. y C. Goettsch 1992. La importancia de la diversidad biológica de México, Pp. 57-62 en: Sarukhán, J. y R. Dirzo (comps.). *México ante los Retos de la Biodiversidad*. CONABIO, México.
- Nava-López, M., J. Jujnovsky, R. Salinas-Galicia, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida-Leñero. 2009. Servicios ecosistémicos. Pp. 51-60, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Novelo, E., M. E. Ponce y R. Ramírez. 2009. Las microalgas de la Cantera Oriente. Pp. 71-80, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Peralta H., A. y J. Prado M. 2009. Los límites y la cartografía. Pp. 27-42, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Perdomo R., F., J. Mondragón P. y H. Vibrans. 2009. *Malezas de México*. En: <[www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/](http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/)>. Fecha de consulta: 29/05/2011.
- PIER, Pacific Island Ecosystems at Risk, US Forest Service. 2011. *Tropaeolum majus*. En: <[www.hear.org/pier/species/](http://www.hear.org/pier/species/)>. Fecha de consulta: 5/05/11
- Platt, W. y J. Connell. 2003. Natural disturbances and directional replacement of species. *Ecol. Monogr.*, 73:507-522
- Primack, R. y F. Massardo. 2001. Restauración ecológica. Pp. 559-582, en: R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (eds.). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Rees, M., R. Condit, M. Crawley, S. Pacala, y D. Tilman. 2001. Long term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293(5530): 650-655
- Reeves, M., W. J. Fulkerson y R. C. Kellaway. 1996. Forage quality of kikuyu (*Pennisetum clandestinum*): the effect of time of defoliation and nitrogen fertilizer application and in comparison with perennial ryegrass (*Lolium perenne*): *Aust. J. Agric. Res.*, 47: 1349-1359
- Rejmánek, M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecol.* 25(5): 497-506

- Richardson, D., P. Pysek, M. Rejmánek, M. Barbour, F. Panetta y C. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. 6: 93-107.
- Rios-Casanova, L. y Z. Cano-Santana. 1994. Análisis cuantitativo de los artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel. Pp. 171-202, en: Roja, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rueda, A. M. y Z. Cano-Santana. 2009. Artropodofauna. Pp. 171-202, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 8(1-2): 59-129
- Rzedowski, G. C. y J. Rzedowski. 2001. *Flora Fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional del Bajío y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Morelia, Michoacán. 1406 pp.
- San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos zonas sujetas a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 74 pp.
- San José, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F., México. *El Canto del Centzontle*. 1(2): 148-164.
- Saucedo-Morquecho, E. A. 2011. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos

- poblaciones de artrópodos durante un proceso de restauración ecológica en el área de amortiguamiento 8 de la reserva ecológica del Pedregal de san Ángel, D.F. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 96 pp.
- Segura-Burciaga, S. G. 2005. Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas? Pp. 127-133, en: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera*. Pp. 533-538, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2000. *Áreas Naturales Protegidas de México*. Instituto de Ecología, Semarnat y Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable, A.C., México. 63 pp.
- SER, Society for Ecological Restoration International Science & Policy working group. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. En: <[www.ser.org](http://www.ser.org)>. Fecha de consulta: 6/05/11
- Serrano-Limón, G. y J. Ramos-Elorduy. 1989. Biología de *Sphenarium purpurascens* (Charpentier) y algunos aspectos de su comportamiento (Orthoptera: Acrididae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México., Ser. Zool.* 59:139-152
- Sousa, W. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 15:



- Sutherland, W. J. 2006. *Ecological Census Techniques, a Handbook*. Cambridge University Press, Nueva York. 410 pp.
- Turner, M. G., S. L. Collins, A. E. Lugo, J.J. Magnuson, T. S. Rupp y F. J. Swanson. 2003. Disturbance dynamics and ecological Response: the contribution of long-term ecological research. *BioScience*, 3(1): 46-56
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se reazonifica, delimita e incrementa la Zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM*, 2 de junio de 2005: 20-21
- Valiente-Banuet, A. y E. de Luna. 1990. Una lista florística actualizada para la Reserva del Pedregal de San Ángel, México D.F. *Acta Botanica Mexicana*, 9: 13-30
- Villeda-Hernández, M. 2010. Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscus gratus* (Rodentia) en el área “Vivero Alto” de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 62 pp.
- Villaseñor R, J. L. y F. J. Espinosa-García. 1998. *Catálogo de Malezas de México*. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, México. 448 pp.
- Villaseñor, J. L. y F. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Divers. Distrib.*, 10: 113-123
- White, P. y J. Walker. 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.*, 5(4): 338-349.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, Nueva Jersey.

663 pp.

## APÉNDICE

Lista de especies nativas no arvenses (n/NA), nativas arvenses (n/A) y exóticas (E) registradas en el sureste del área de amortiguamiento A11 sujeta a restauración ecológica (A11) y una zona conservada de referencia (ZN) localizada en la zona núcleo poniente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Especies presentes sólo en las visitas a los sitios (\*\*), especies presentes en las líneas de Canfield y en las visitas a los sitios (\*).

Espece	Familia	Tipo de planta	Sitio ZN	Sitio A11
<i>Schinus molle</i> L.	Anacardiaceae	E	*	*
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	E		*
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convolvulaceae	E		**
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	E		*
<i>Medicago Lupulina</i> L.	Fabaceae	E		*
<i>Medicago polymorpha</i> L.	Fabaceae	E	*	*
<i>Melilotus indica</i> (L.) All.	Fabaceae	E		*
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	Lamiaceae	E		*
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Myrtaceae	E	*	*
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	E	*	*
<i>Eucalyptus resinifera</i> Smith	Myrtaceae	E	*	*
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Poaceae	E	*	*
<i>Pennisetum villosum</i> R. Br. ex Fresen.	Poaceae	E	*	*
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	Poaceae	E		*
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Solanaceae	E		*
<i>Tropaeolum majus</i> L.	Tropaeolaceae	E		*
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	Acanthaceae	n/A		*
<i>Sprekelia formosissima</i> (L.) Herb.	Amaryllidaceae	n/A	**	
<i>Ageratum corymbosum</i> Zuccagni	Asteraceae	n/A	*	
<i>Baccharis conferta</i> Kunth.	Asteraceae	n/A	*	
<i>Bidens aurea</i> (Ait.) Sherff	Asteraceae	n/A		*
<i>Bidens bigelovii</i> A. Gray	Asteraceae	n/A		*
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae	n/A	*	*
<i>Bidens serrulata</i> (Poir.) Desf.	Asteraceae	n/A		*
<i>Brickellia secundiflora</i> (Lag.) A. Gray	Asteraceae	n/A	*	
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth.) A. Gray	Asteraceae	n/A		*
<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth.	Asteraceae	n/A		*
<i>Senecio salignus</i> D.C.	Asteraceae	n/A		*
<i>Stevia micrantha</i> Lag.	Asteraceae	n/A	*	
<i>Stevia ovata</i> Willd.	Asteraceae	n/A	*	*
<i>Tithonia pos tubiformis</i> (Jacq.) Cass.	Asteraceae	n/A		*

<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L.	Asteraceae	n/A	*	
<i>Tagetes lunulata</i> Ort.	Asteraceae(revisar)	n/A		**
<i>Impatiens balsamina</i> L.	Balsaminaceae	n/A		*
<i>Lepidium sordidum</i> A. Gray	Brassicaceae	n/A		*
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Chenopodiaceae	n/A		*
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	Commelinaceae	n/A	*	*
<i>Tinantia erecta</i> (Jacq.) Schl.	Commelinaceae	n/A	*	
<i>Tradescantia crassifolia</i> Cav.	Commelinaceae	n/A		*
<i>Evolvulus alsinoides</i> L.	Convolvulaceae	n/A		**
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.)Roth.	Convolvulaceae	n/A	*	
<i>Sicyos deppei</i> G. Don	Curcubitaceae	n/A		*
<i>Cyperus manimae</i> Kunth.	Cyperaceae	n/A		*
<i>Cyperus seslerioides</i> Kunth.	Cyperaceae	n/A		*
<i>Euphorbia graminea</i> Jacq.	Euphorbiaceae	n/A	*	
<i>Dalea foliolosa</i> (Ait.) Barneby	Fabaceae	n/A		*
<i>Dalea humilis</i> G. Don.	Fabaceae	n/A		**
<i>Desmodium aparines</i> (Link) DC.	Fabaceae	n/A		**
<i>Geranium seemanii</i> Peyr.	Geraniaceae	n/A		*
<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth.	Hydrophyllaceae	n/A	*	*
<i>Mentzelia hispida</i> Willd.	Loasaceae	n/A	*	
<i>Buddleia sessiliflora</i> Kunth.	Loganiaceae	n/A		*
<i>Phoradendron pos. Brachystachyum</i> DC.	Loranthaceae	n/A	*	*
<i>Anoda cristata</i> (L.) Schldl.	Malvaceae	n/A		*
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Nyctaginaceae	n/A	*	*
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	n/A	*	*
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Phytolaccaceae	n/A		*
<i>Peperomia campylotropa</i> A. W. Hill	Piperaceae	n/A	*	
<i>Bouteloa repens</i> (Kunth.) Scribn.& Merr.	Poaceae	n/A	*	
<i>Bromus carinatus</i> Hook.& Arn.	Poaceae	n/A		*
<i>Buchloë dactyloides</i> (Nutt.) Engelm.	Poaceae	n/A		*
<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.) Link	Poaceae	n/A	**	**
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen.	Poaceae	n/A		*
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	Polemoniaceae	n/A	*	
<i>Cotoneaster sp.</i>	Rosaceae	n/A		**
<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae	n/A	*	
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.)J.L. Gentry.	Solanaceae	n/A		*
<i>Physalis orizabae</i> Don	Solanaceae	n/A		*
<i>Solanum nigrescens</i> Mart. & Gal.	Solanaceae	n/A		*
<i>Lantana velutina</i> Mart. & Gal.	Verbenaceae	n/A	*	*
<i>Pellaea ternifolia</i> (Cav.) Link	Adiantaceae	n/NA	*	
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Agavaceae	n/NA	*	
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) Mc Vaugh.	Agavaceae	n/NA	*	*
<i>Iresine calea</i> (Ibáñez) Standl.	Amaranthaceae	n/NA	*	
<i>Iresine cassiniiformis</i> Shauer	Amaranthaceae	n/NA	*	*
<i>Iresine diffusa</i> Humb. et Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae	n/NA	*	
<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth.) Hemsl.	Apiaceae	n/NA	*	*

<i>Funastrum elegans</i> (Decne.)Schltr.	Asclepiadaceae	n/NA	*	
<i>Gonolobus uniflorus</i> Kunth.	Asclepiadaceae	n/NA	*	
<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	Asclepiadaceae	n/NA	*	*
<i>Asplenium praemorsum</i> Swartz	Aspleaniaceae	n/NA	*	
<i>Acourtia cordata</i> (Cerv.) Turner	Asteraceae	n/NA	*	
<i>Baccharis serraefolia</i> DC.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Bidens ostruthioides</i> (DC.) Sch. Bip.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Asteraceae	n/NA	*	*
<i>Eupatorium glabratum</i> Kunth.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	Asteraceae	n/NA	*	*
<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Gnaphalium canescens</i> DC.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Gnaphalium oxyphyllum</i> DC.	Asteraceae	n/NA		**
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	Asteraceae	n/NA	*	*
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	Asteraceae	n/NA	*	*
<i>Senecio praecox</i> (Cav.) DC.	Asteraceae	n/NA	*	*
<i>Stevia organoides</i> Kunth.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Stevia salicifolia</i> Cav.	Asteraceae	n/NA		*
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Asteraceae	n/NA	*	*
<i>Begonia gracilis</i> Kunth.	Begoniaceae	n/NA	*	
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.)L.	Bromeliaceae	n/NA	*	
<i>Bursera cuneata</i> Engl.	Burseraceae	n/NA	*	
<i>Mammillaria magnimamma</i> Haw.	Cactaceae	n/NA	*	
<i>Opuntia robusta</i> Wendl.	Cactaceae	n/NA	*	
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Cactaceae	n/NA	*	*
<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacq.) Irwin & Barneby	Caesalpinaceae	n/NA	*	*
<i>Commelina diffusa</i> Burm. F.	Commelinaceae	n/NA		*
<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	Covulvulaceae	n/NA		*
<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Crassulaceae	n/NA	*	*
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	Dioscoreaceae	n/NA	*	*
<i>Euphorbia potosina</i> Fern.	Euphorbiaceae	n/NA	*	
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg.	Fabaceae	n/NA	*	*
<i>Phaseolus pluriflorus</i> Maréchal & al.	Fabaceae	n/NA	*	
<i>Quercus deserticola</i> Trel.	Fagaceae	n/NA	*	
<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	Lamiaceae	n/NA	*	*
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Loganiaceae	n/NA	*	*
<i>Buddleia parviflora</i> Kunth.	Loganiaceae	n/NA		*
<i>Gaudichaudia cynanchoides</i> Kunth.	Malpighiaceae	n/NA	*	
<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth.	Mimosaceae	n/NA	*	*
<i>Mimosa aculeaticarpa</i> Ort.	Mimosaceae	n/NA		*
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Oleaceae	n/NA	*	*
<i>Habernaria novemfida</i> Lindl.	Orchidaceae	n/NA	*	
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	Passifloraceae	n/NA	*	*
<i>Peperomia galioides</i> Kunth.	Piperaceae	n/NA	*	
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	Plumbaginaceae	n/NA	*	*

---

<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.	Poaceae	n/NA	*	*
<i>Cystopteris fragilis</i> (L.) Bernh.	Polypodiaceae	n/NA	*	
<i>Phlebodium aerolatum</i> (Humb. et Bonpl. ex Willd.) J. Sm.	Polypodiaceae	n/NA	*	
<i>Polypodium thyssanolepis</i> A. Braun ex Klotzsch	Polypodiaceae	n/NA	*	
<i>Astrolepis sinuata</i> D.M. Benham & Windham	Pteridaceae	n/NA	*	
<i>Cheilantes bonariensis</i> (Willd.) Proctor	Pteridaceae	n/NA	*	
<i>Cheilantes kaulfussii</i> Kunze	Pteridaceae	n/NA		*
<i>Cheilantes lendigera</i> (Cav.) Sw.	Pteridaceae	n/NA	*	
<i>Cheilantes myriophylla</i> Desv.	Pteridaceae	n/NA	*	*
<i>Pellaea ovata</i> (Desv.) Weath	Pteridaceae	n/NA	*	
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Rosaceae	n/NA	*	
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schldl.	Rubiaceae	n/NA	*	*
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae	n/NA	*	*
<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. et Greville) Spring	Selaginellaceae	n/NA	**	
<i>Selaginella sellowii</i> Hieron.	Selaginellaceae	n/NA	*	
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	n/NA	*	*

---