



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**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  
PEDREGALDE SAN ÁNGEL, D.F.**

**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:**

**ERANDI AMARANTA SAUCEDO MORQUECHO**



**DIRECTOR DE TESIS:**

**DR. ZENÓN CANO SANTANA**

**2011**



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

Saucedo  
Morquecho  
Erandi Amaranta  
57 62 12 68  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Facultad de Ciencias  
Biología  
302135305

### 2. Datos del tutor

Dr  
Zenón  
Cano  
Santana

### 3. Datos del sinodal1

M. en C.  
Irene  
Pisanty  
Baruch

### 4. Datos del sinodal 2

M.en C.  
Iván Israel  
Castellanos  
Vargas

### 5. Datos del sinodal 3

M.en C.  
Pedro Eloy  
Mendoza  
Hernández

### 6. Datos del sinodal 4

Biól.  
Yuriana  
Martínez  
Orea

### 7. Datos de trabajo escrito

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.

95 p  
2011

A mis padres

A mis hermanos

A mis amigos

A mi José

A mis profesores

A la música

A la vida

## AGRADECIMIENTOS

A mis padres, Sofía y Bernardo, con cariño admiración y respeto, por lo que crearon juntos, por lo que me dieron y siguen dando, porque sin ustedes no podría ser lo que soy. Gracias por el apoyo a lo largo de mi vida. Los amo.

A mis hermanos, Irekani y Emiliano, que crecieron y aprendieron junto a mí, gracias por su cariño y apoyo siempre, gracias por compartir conmigo la vida.

A mis profesores que guiaron mi vida académica, en especial a mi asesor y amigo Zenón Cano Santana, el más grande de los hombres sencillos, gracias por demostrarme lo bella que es la ecología, por guiarme y apoyarme en el escrito de esta tesis, por su paciencia y tolerancia.

Este trabajo es fruto del apoyo financiero de los proyectos PAPIIT IN-222006: “Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de las zonas de la Reserva del pedregal de San Ángel afectadas por relleno de materiales y extracción de cantera”, PAPIME PE204809 “Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración”. Otro apoyo financiero lo ofrecieron la Unidad de Enseñanza de Biología de la Facultad de Ciencias (M. en C. Juan Manuel Rodríguez Chávez), Jardín Botánico (Dr. Javier Caballero), Instituto de Biología (Dra. Tila Pérez) e Instituto de Ecología (Dr. César Domínguez).

Agradezco a Iván Castellanos Vargas y Marco Romero Romero por su apoyo técnico. A Yuriana Martínez le agradezco la identificación del material botánico.

A mis sinodales, la M. en C. Irene Pisanty Baruch, el M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas, el M. en C. Pedro Eloy Mendoza Hernández y la M. en C. Yuriana Martínez Orea, por los comentarios y las observaciones hechas a mi escrito.

Al Grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres (hoy de Interacciones y Procesos Ecológicos), por su apoyo en todo momento: Jonathan, Mónica, Adriana, Daniela, Silvina, Isabel, Estefanía, Maritza, Mauricio, León, Mónica, Marcela, Leticia, Isael, Xóchitl, Fica, Estefanía, Miriam, Ixchel y Víctor. En especial a Iván Castellanos y Sonia Juárez que me ayudaron a realizar mis pruebas estadísticas.

A mis amigos Úrsula, Guillermo, Alicia, Erika, Tzitzitlina, Duhyadí, Abraham, Adriana, Felipe, Estefanía, Sergio, María, Adam, Paula, Luis, Brenda, Jimena Zumaya, Ivette, Claudia, Romina, Avelino, Hipacti, Georgina, Grecia, Silvia, Paulina, Daniel, Tania, Erendida, Miguel, Nayeli, Ángel y Jimena Ferrer, que son como mis hermanos, doy gracias a la suerte por haberlos conocido y espero sigan siendo parte de mi vida.

Agradezco a mi José por apoyarme y por tener la suerte de compartir con el este logro, espero que sean más y que los podamos vivir juntos. Lo amo mucho.

A la Universidad Autónoma de México y a la Facultad de Ciencias por darme la dicha y el orgullo de ser universitaria de una de las más prestigiosas universidades de Latinoamérica.

Al Departamento de Difusión y Divulgación de la Ciencia, a Patricia Magaña, Moisés Robles Aguirre, María Angélica Macías Oliva y Nancy Mejía Morán, así como al Departamento de Servicios Editoriales y a Mercedes Pereyó.

A la Dirección General de Obras y Conservación, en especial a la Coordinación de Áreas Verdes y Forestación.

A la Secretaría Ejecutiva de la Reserva del Pedregal y al Dr. Antonio Lot Helgueras.

Al Club de fútbol PUMITAS C.U., al Lic. Luis de Buen.

A la música que es una parte importante de mi vida y me hace muy feliz.

Agradezco a todos los voluntarios, familiares y amigos que participaron en de las Jornadas de Restauración su ayuda es indispensable: Adam Campos Acevedo, Adriana Garmendia Corona, Alejandra Hernández Jaramillo, Alejandra Monsiváis, Armando Becerril Gómez, Arturo Mendoza Martínez, Aura del Ángel Andrade Orloff, Bernardo Saucedo, Carmen Santana, Cinthya Peláez Rocha, Daniela Fernández y Fernández, David Cruz Morquecho, Diego Guerrero Huerta, Emiliano

Saucedo Morquecho, Emanuel Zeno Lina, Erik de Lucio Sosa, Erika Rodríguez Flores, Ernesto Torres Silvia, Estefanía Arroyo Jilote, Francisco Guerrero Huerta, Georgina González Belez Guerrero, Guadalupe Córdoba Rodríguez, Hilda Marcela Pérez, Hipacti Torres Castro, Jorge Eduardo Ríos Carrillo, Inti Arroyo Mosso, Irekani Saucedo Morquecho, Isabel Camarena Osorno, Jacqueline del Roció Olea Castro, Javier García, Jesús Joshua Pérez Hirata, Joaquín Enrique de los Santos, Jonathan Antonio Garcés, Jorge Ríos Carrillo, José Luis Andrade Blanco, José Luis Tierra López, Juan Andrés Aguirre Liguon, Juan Carlos Bravo Bello, León Chávez Salcedo, Leslie Cid González, Leslie Zavalza Navarrete, Lorena Espinosa Tapia, Luis Rendón Pérez, María Ayala, María Rebolledo Gómez, Marisa Ordaz Velázquez, Mijaíl Campos Compean, Mónica Jaimes Jescca, Nadia Mendoza Diaz, Nora Villamil Buenrostro, Nuria Rubio, Olga Maria Ramírez Flores, Ornea de Gasperina, Oscar Córdoba Rodríguez, Paloma Cortés Gasca, Paola Sofía Kuri Rodríguez, Paula Rubio Alvarado, Quirón Silva Sánchez, Rafael A. Hernández Guzmán, Rafael López Martínez, Rebeca Hernández Contreras, Sandra Lorena Ament Velásquez, Santiago Herce Castañón, Sara Ayala, Sergio Fuentes Águeda, Sergio Nicasio Auzeta, Silvia Rodríguez Flores, Sofía Morquecho Escamilla, Tania Flores López Lena, Tatiana Luna Ruiz, Úrsula Abad Vivero, Verónica Bernal Legarías, Víctor López Gómez, Ximena Gómez Magueo, Yolanda Robledo Arratia, así como al último, pero indispensable, Zenón Cano Santana.



## INDICE

RESUMEN .....	1
I. INTRODUCCIÓN .....	4
1.1. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel .....	4
1.2. Deterioro y conservación .....	7
1.3. Disturbio .....	9
1.4. Sucesión ecológica y regeneración natural .....	10
1.5. Ecosistemas y restauración ecológica .....	12
1.6. Especies exóticas .....	17
1.7. Antecedentes: restauración del noreste de la Zona de Amortiguamiento A8.....	19
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS .....	23
III. SITIO DE ESTUDIO .....	24
IV. MATERIAL Y MÉTODO .....	26
4.1. Acciones de restauración .....	26
4.2 Estructura de la comunidad vegetal .....	26
4.3. Tamaño poblacional de los artrópodos .....	29
4.4. Colonización inicial por plantas en el sustrato basáltico recuperado .	29
4.5. Valoración del efecto de control de plantas exóticas y arvenses sobre la estructura vegetal .....	30
V. RESULTADOS .....	32
5.1. Estructura de la comunidad vegetal .....	32
5.2. Densidad de chapulines y arañas .....	33
5.3. Colonización inicial de sustrato recuperado.....	38

5.4. Efecto de la remoción de plantas arvenses y exóticas sobre la estructura vegetal .....	43
VI. DISCUSIÓN .....	52
6.1. La comunidad vegetal .....	52
6.2. Las poblaciones de artrópodos.....	55
6.3. Colonización en el sustrato basáltico recuperado .....	59
6.4. Efecto de control de plantas arvenses y exóticas sobre la estructura vegetal .....	65
6.5. Recomendaciones .....	66
VII. CONCLUSIONES .....	68
LITERATURA CITADA.....	70
Apéndice 1 .....	91
Apéndice 2 .....	92

Saucedo-Morquecho, E.A. 2011. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de artrópodos durante un proceso de restauración ecológica en el área de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 95 pp.

## RESUMEN

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), D.F. (México), ubicada al SO de la ciudad de México se asienta sobre un sustrato basáltico que ha permitido el establecimiento de un tipo de vegetación xerófila único; sin embargo, este ecosistema ha estado sujeto a continuos y severos disturbios que han reducido su riqueza biótica y calidad paisajística original. En particular, su Zona de Amortiguamiento A8 (A8) había estado sujeta a distintos disturbios, como la acumulación de desechos de jardinería, la siembra de eucaliptos [principalmente *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. (Myrtaceae)] y la acumulación de basura inorgánica y cascajo. Entre 2005 y 2007 se llevó a cabo un proyecto de restauración ecológica en este sitio encaminado a controlar las fuentes de disturbio y a permitir el establecimiento de nuevas especies. En este trabajo se determinó: (1) el grado de recuperación de la cobertura vegetal después de tres años de acciones de restauración ecológica, (2) la abundancia de dos artrópodos importantes en la estructura trófica de la REPSA: el chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pyrgomorphidae) y la araña *Neoscona oaxacensis* Keyserling (Araneae: Araneidae), (3) el proceso de colonización inicial por plantas en sustrato basáltico recuperado, y (4) el efecto del control de plantas

arvenses y exóticas en la estructura de la comunidad vegetal. El periodo de estudio abarcó de octubre de 2007 a diciembre de 2008. Para comparar los datos obtenidos se utilizó una zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo de la REPSA (ZCR). Durante el período de estudio se extrajeron 59.4 m<sup>3</sup> de material orgánico (plantas exóticas y malezas) e inorgánico y se aumentó en 100 m<sup>2</sup> el área de sustrato basáltico original. En el periodo de estudio la zona sujeta a restauración mostró una notable mejoría, con un aumento en la cobertura de especies no dominantes de 13.7 a 34.8 %) y un decremento de las especies exóticas de 47.9 a 30.5%. La especies dominantes en el sitio fueron: *Pennisetum clandestinum* (con una cobertura relativa de 25 a 44%), *Montanoa tomentosa* (con alrededor de 20%) y *E. camaldulensis* (cuya cobertura relativa se redujo de 8.0 a 0.1%), en la ZCR dominaron *Buddleia cordata* con 26.5%, *Eucalyptus camaldulensis* con 16.1% y *Dodonaea viscosa* con 13.4%. En A8 se registraron 40 especies de plantas nativas no arvenses con una cobertura relativa promedio de 47.9%, siete especies exóticas con 43.0% y 21 especies nativas arvenses con una cobertura de 8.9%; en comparación con la ZCR que registró 32 especies no arvenses con una cobertura relativa promedio de 89.2%, cuatro especies exóticas con 14.2% y siete especies nativas arvenses con un 3.1%. El índice de similitud de Sørensen presentó un valor de 0.61 entre ZCR y A8. Se encontró mayor densidad de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* en A8 ( $8.2 \pm e.e. 1.3$  y  $0.13 \pm 0.04$  ind/m<sup>2</sup>, respectivamente) que en ZCR ( $1.8 \pm 0.3$  y  $0.02 \pm 0.02$  ind/ m<sup>2</sup>, respectivamente). Se registró una mayor cobertura relativa de especies nativas no arvenses (48.5 a 72.2%) que de exóticas (18.5 a 43.0%) y nativas arvenses (1.7 a 22.1%) en la zona de sustrato basáltico recién expuesto a la colonización. Se registraron 36

especies colonizadoras iniciales, siendo las más evidentes por su cobertura relativa, *Buddleia cordata* (19.0%), *Phytolacca icosandra* (15.3%), *Montanoa tomentosa* (15.0%), *Geranium semanii* (8.8%), *P. clandestinum* (8.1%) y *Dioscorea galeottiana* (8.0%). Se concluye que la abundancia de los artrópodos seleccionados está directamente relacionada con el grado de disturbio del sitio y que las acciones de restauración han permitido recuperar sustrato basáltico y fomentar un incremento de cobertura de plantas nativas no arvenses; sin embargo, aún se requiere continuar con acciones de protección y restauración de la zona.

## I. INTRODUCCIÓN

### 1.1. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel

Los pedregales o malpaíses son extensiones de terreno cubiertos por roca sujeta a poca intemperización por lo que existe muy poco suelo (Rzedowski y Rzedowski, 2001). Los pedregales presentan una estructura biológica particular, con una riqueza vegetal y animal muy especial y diversa, determinada por la heterogeneidad topográfica, debido a un sustrato de superficie irregular con unidades microtopográficas contrastantes (Camacho, 1999; Rojo y Rodríguez, 2002; Rzedowski y Rzedowski, 2001; Santibáñez, 2005).

El Pedregal del Xitle, mejor conocido como Pedregal de San Ángel, ubicado al sur de la Ciudad de México (Rzedowski, 1954), presentaba una extensión original de 80 km<sup>2</sup> cubierta por sustrato basáltico producto de la erupción del volcán Xitle ocurrida hace 1650 años (Siebe, 2000). Presenta nueve tipos de vegetación, entre los cuales dominan el matorral xerófilo de palo loco [*Pittocaulon* (= *Senecio*) *praecox* Cav. Rob. & Brettell. (Asteraceae)] y el bosque de encino (*Quercus* spp.) en zonas de vegetación remanente. Estas diferencias en la vegetación son originadas principalmente por el gradiente altitudinal y al sustrato accidentado producto del derrame, en este sitio se presenta un clima seco y cálido en las partes bajas, y húmedos y fríos en las partes altas (Cano-Santana, 2004; Cano-Santana *et al.*, 2006). La comunidad vegetal de matorral xerófilo en el Pedregal de San Ángel constituye una mezcla de géneros de diferentes regiones, unos de familias con afinidades tropicales, mientras que otros son de origen templado (Rojo y Rodríguez, 2002). Como consecuencia de la urbanización, el ecosistema

del Pedregal de San Ángel ha sufrido una pérdida considerable de su área original desde la década de 1950 (Cano-Santana *et al.*, 2006). Gracias a los esfuerzos de estudiantes y profesores de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México, en septiembre de 1983 fue decretada una porción de terreno de Ciudad Universitaria como reserva ecológica inafectable, con una extensión inicial 124.5 ha (Carabias y Soberón, 1994; Cano-Santana *et al.*, 2006; Lot, 2007), conocida como Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (en lo sucesivo, REPSA o Reserva del Pedregal). Posteriormente, el 20 de agosto de 1990 se incrementó a 146.89 ha, en marzo de 1996 se adicionó la llamada “Cantera Oriente” de 23.3 ha (Cano-Santana *et al.*, 2006) y en 2005 se aumentó su superficie a 237.3 ha conformadas por tres áreas de protección estricta (conocidas como zonas núcleo) y 13 de uso restringido para protección ambiental (llamadas zonas de amortiguamiento) (De la Fuente, 2005).

La importancia de la REPSA radica en su riqueza biológica. El número de especies de plantas vasculares registradas actualmente es de 377, pertenecientes a 73 familias y 211 géneros (Castillo-Argüero *et al.*, 2009); también se registran 33 especies de mamíferos (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009), 148 especies de aves (Chávez y Gurrola; 2009), siete de anfibios y 23 reptiles (Méndez de la Cruz *et al.* 2009), 59 de hongos (Hernández *et al.*, 2003; Valenzuela *et al.*, 2009) y 817 especies de artrópodos (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009). Todas las especies cumplen un papel en el ecosistema de la Reserva del Pedregal, pero existen algunas que afectan la dinámica de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Camacho, 1999). Un ejemplo de este tipo de especies es el chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pyrgomorphidae), que es

uno de los herbívoros más importantes debido al efecto que produce en la comunidad vegetal (Juárez-Orozco, 2005), a las altas densidades que exhibe (23 ind/m<sup>2</sup> en julio) y a su amplio espectro alimenticio, pues se alimenta de al menos 43 especies de plantas (Cano-Santana, 1994a, b; Camacho, 1999; Castellanos-Vargas, 2001). También se ha calculado que esta especie consume del 0.5 al 1% de la producción primaria neta aérea (PPNA) del ecosistema (Cano-Santana, 1994b). Asimismo, parece ser un recurso alimenticio para animales de niveles tróficos superiores, entre los que se encuentra la araña *Neoscona oaxacensis* Keyserling (Araneae: Araneidae), que presenta una de las densidades más altas de arácnidos epífitos durante la temporada de lluvias en la reserva y puede consumir entre 810 y 2520 presas ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, lo que le permite regular al menos a cuatro poblaciones de artrópodos además de *S. purpurascens*, por lo cual puede tener un efecto indirectamente positivo sobre las plantas, al reducir la presión de depredación (Martínez-Jasso, 2002).

Cecaira-Ricoy (2004) reporta que existen diferencias notables entre las zonas conservadas y perturbadas de la REPSA en lo que a la abundancia de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* se refiere, principalmente por el tipo de sustrato y la heterogeneidad espacial y vegetal, ya que en las zonas conservadas la obtención de alimento implica un mayor esfuerzo debido a la necesidad de desplazarse para encontrarlo, en contraste con las zonas perturbadas que presentan parches monoespecíficos de vegetación que facilitan el forrajeo, por lo que los sitios perturbados probablemente favorecen el desarrollo y crecimiento poblacional del chapulín *S. purpurascens*, y estas condiciones permiten a *N. oaxacensis* tener mayor cantidad de presas y de mayor tamaño, con un menor esfuerzo de forrajeo



lo que permite que su tasa de crecimiento aumente y genere una elevada productividad secundaria en estos sitios.

En los últimos años, se ha reconocido la importancia de la conservación de áreas verdes adyacentes a la REPSA, como camellones y otros terrenos que presentan elementos florísticos, faunísticos y sustrato original considerables, los cuales funcionan como zonas de amortiguamiento *de facto* (Cano-Santana *et al.*, 2006). Las zonas de amortiguamiento son espacios que minimizan el impacto de las actividades humanas a las zonas protegidas (Hall y Rodgers, 1992). La REPSA, al ubicarse dentro de la mancha urbana de la ciudad de México, se encuentra expuesta a constantes perturbaciones antropogénicas, y muchas de sus áreas de amortiguamiento formales soportan una serie de disturbios, como el paso de personas, la introducción de especies exóticas, la extracción y desplazamiento de especies nativas, la acumulación de basura y cascajo, la construcción de edificios e infraestructura, la contaminación sonora y los incendios, todos los cuales que ocasionan que las zonas se deterioren (Martínez, 2001; Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009; Hernández-Herrerías, 2011).

## **1.2. Deterioro y conservación**

Debido a la crisis ambiental provocada por las actividades del hombre actualmente casi no existen ecosistemas libres de deterioro, pues las demandas sociales han sometido a la biosfera a disturbios de diferente intensidad y periodicidad (Sánchez, 2005; Allison, 2007). Entre los principales indicios de deterioro ecológico están: la contaminación química y física del aire, del agua y del suelo; la pérdida de la

biodiversidad; los procesos de erosión y desertificación; la tala desmedida de selvas y bosques y la reducción en la disponibilidad de agua dulce y potable; todos los cuales generan graves problemas sociales como la pérdida de identidad cultural, la marginación social y la pobreza (Grana, 2000). Este aumento en el deterioro de los ecosistemas a diferentes escalas representa un enorme desafío para la humanidad, puesto que somos la única especie capaz de ser consciente de sus acciones, lo cual nos da la gran responsabilidad de remediar los daños causados a los ecosistemas y conservar los que aún se mantienen (Leopold, 1966; Potter, 1971). Los ecosistemas altamente degradados no pueden proveer servicios y bienes ambientales si no se realizan acciones de restauración que logren retornarlos a un estado semejante a los que en algún momento presentaron, en términos de composición, estructura y función (Carabias *et al.*, 2009). En este contexto, la sociedad no es simple espectadora de lo que ocurre actualmente en los ecosistemas; por tal motivo, nos corresponde como especie retribuir y dar mantenimiento a los ecosistemas para seguir haciendo uso de los servicios ambientales con la calidad y continuidad que se requiere (Kwiatkowska, 2003).

Las acciones para enfrentar y solucionar el eventual deterioro del ambiente requieren tomar en cuenta las restricciones ecológicas locales (que determinan qué tipos de ecosistemas se pueden sustentar natural y humanamente), las restricciones financieras (que determinan los costos y los beneficios económicos de las acciones a realizar en un marco realista) y las restricciones sociales (que dictan el tipo de acciones que son socialmente aceptadas por las comunidades humanas) (Miller y Hobbs, 2007). Desde este punto de vista, se deberían construir

modelos de manejo sustentable de los ecosistemas, de forma que éstos se puedan utilizar de manera indefinida, que provean beneficios sociales y que reduzcan o contrarresten el deterioro ambiental (Ursúa, 2005; Oyama, 2006; Allison, 2007).

La conservación ecológica propone acciones no sólo de prevención, sino también una de sus vertientes más apremiantes, que es la de restaurar los ecosistemas alterados (Jackson *et al.*, 1995; SER, 2004; Sánchez, 2005). En este marco, dichas actividades de restauración deben estar guiadas por principios ecológicos que dicten las formas adecuadas de recuperar la diversidad, la composición y el funcionamiento de los ecosistemas (Jackson *et al.*, 1995; Higgs, 1997; SER, 2004).

### **1.3. Disturbio**

La importancia de la naturaleza para el hombre es irrefutable ya que ella sostiene nuestra vida; sin embargo, la existencia humana o de cualquier otro organismo no puede ser posible sin que genere cambio, pues cada especie requiere recursos y es capaz de alterar las condiciones de un hábitat (Jones *et al.*, 1994). Lamentablemente, mientras el resto de las especies sólo hace uso de los ecosistemas para vivir, el hombre los explota en un nivel más demandante, ya que requiere satisfacer también sus necesidades de desarrollo, por lo que necesita espacio para establecer vías de comunicación, poblados y ciudades, zonas de siembra y áreas ganaderas, entre otros (August *et al.*, 2002).

Para entender los procesos de restauración ecológica es preciso especificar la raíz del deterioro, la cual puede ser estudiada a través del concepto de disturbio. Un disturbio es un evento discreto en el tiempo que elimina, desplaza o perjudica individuos de una población, comunidad o ecosistema, cambiando la disponibilidad de los recursos y generando directa o indirectamente oportunidades para la colonización de nuevos individuos (Pickett y White, 1985; Carabias *et al.*, 2009), aunque a veces su efecto es tal que ya no se puede establecer ningún elemento biótico en el corto plazo (Turner *et al.*, 1993). Las poblaciones y las comunidades en todo momento se encuentran en menor o mayor grado expuestas a disturbios naturales de diferentes escalas, los cuales forman parte de la trayectoria histórica de los ecosistemas y constituyen uno de los factores que ha moldeado la adaptación y evolución de las especies (Hobbs y Norton, 1996; Vega y Peters, 2005). Los disturbios son originados principalmente por fenómenos naturales o biológicos; sin embargo, en la actualidad éstos se originan principalmente por actividades humanas y se caracterizan de acuerdo a: (1) su extensión espacial, (2) su frecuencia y predecibilidad, y (3) su magnitud en términos de fuerza o severidad (Sousa, 1984; Pickett y White, 1985; Maass, 2003).

#### **1.4. Sucesión ecológica y regeneración natural**

Los ecosistemas y las comunidades no son entidades completamente estáticas, sino que presentan cambios constantes, o bien, cambios radicales y rápidos promovidos por los disturbios (Turner *et al.*, 1993). Las modificaciones en la composición de una comunidad pueden ocurrir debido a cambios en el medio ambiente (Patten, 1975; Maass, 2003; Lebrija-Trejo, 2009) y estos cambios

pueden limitar o promover un remplazo de especies en la comunidad, pero siempre llevándola a mantener una dinámica interna que define un cambio constante en sus atributos (Turner *et al.*, 1993).

Al proceso de cambios no estacionales, a gran escala, direccionales y continuos de extinción y colonización de poblaciones al interior de una comunidad se le conoce como sucesión (Begon *et al.*, 2006; Levin, 2009). Muchos ecólogos distinguen distintas fases serales en el proceso de cambio de una comunidad (Turner *et al.*, 1993; Valverde *et al.*, 2005; Levin, 2009); sin embargo, se reconoce que aún dentro de las etapas serales tardías se perciben cambios paulatinos en la estructura y composición (Maass, 2003; Valverde *et al.*, 2005). Asimismo, también se sabe que la direccionalidad del proceso sucesional puede estar en tela de juicio desde el punto de vista de varios autores (ver, p. ej., Pickett y White, 1985; Johnson y Miyanishi, 2007)

Por su origen, los procesos de sucesión se dividen en: (1) *sucesión primaria*, que se inicia en áreas estériles donde no hay indicios de biota previa alguna, como es el caso de flujos de lava causados por erupciones volcánicas, cráteres formados por meteoritos, sustratos expuestos debido al retiro de glaciares y movimientos en dunas de arena; y (2) *sucesión secundaria*, en el cual la sucesión es interrumpida por un disturbio que provoca que la biota sea eliminada sólo en forma parcial, tal como ocurre durante la colonización de tierras de cultivo abandonadas, en bosques talados o en tierras incendiadas (Drury y Nisbet, 1973; Wali, 1999; Sánchez y López, 2000; Valverde *et al.*, 2005; Begon *et al.*, 2006).

La regeneración de los ecosistemas perturbados depende de la magnitud del disturbio. Cuando el nivel de disturbio es muy alto y se eliminan muchos de los

elementos de la biota original, la recuperación de la comunidad es lenta; pero si el disturbio permite la permanencia de elementos abióticos como el suelo, condiciones físicas favorables, así como la presencia de elementos bióticos de regeneración como semillas, propágulos y bulbos, la sucesión se da en periodos más cortos de tiempo (Bornette y Amoros, 1996; Sánchez y López, 2000; Collins *et al.*, 2001; Kennard *et al.*, 2002).

### **1.5. Ecosistemas y restauración ecológica**

Un ecosistema se define como un sistema conformado por los elementos bióticos (las comunidades) y los abióticos (los elementos orgánicos e inorgánicos) que interactúan entre sí generando procesos dinámicos (Maass, 2003). Los ecosistemas son sistemas funcionales abiertos, estructurados jerárquicamente, formados por almacenes y flujos de materia y energía que se manifiestan en parches de distintas escalas temporales y espaciales (Wu y Loucks 1995; Maass, 2003). Cada ecosistema cuenta con propiedades emergentes, producto de la interacción conjunta de sus componentes y procesos que se dan de manera simultánea en un espacio y tiempo dado (Wu y Loucks, 1995). En este contexto, los ecosistemas presentan disturbios a diferente escala que alteran los patrones de ensamblaje y composición del ecosistema (Hobbs y Norton, 2004). García-Oliva (2001) sostiene que los ecosistemas presentan características de respuesta a los disturbios exhibiendo una serie de procesos homeostáticos que los mantienen en equilibrio y les permiten sobrellevar sus efectos. El autor discute que este equilibrio presenta dos componentes principales: (1) la *resistencia*, que es la capacidad de los ecosistemas de hacer frente a un disturbio sin cambiar su

estructura y dinámica, y (2) la *elasticidad* o *resiliencia*, que es su capacidad de regresar al estado anterior al disturbio. La estabilidad de un ecosistema depende de dos factores: (1) de las características intrínsecas del ecosistema y (2) de las características del disturbio (intensidad, duración y tamaño) (García-Oliva, 2001). Sin embargo, muchos autores no están de acuerdo con este punto de vista. Por ejemplo, Wu y Loucks (1995) discuten que las condiciones de equilibrio son raras en la naturaleza y que es necesario incorporar los conceptos de heterogeneidad y el papel de la escala en las expresiones de estabilidad. Asimismo, proponen que la estocasticidad ambiental y los procesos de retroalimentación en las interacciones ecológicas pueden ocasionar inestabilidad y, además, contribuyen a propiciar un comportamiento dinámico a diferentes escalas.

Los ecosistemas se hallan en constante cambio pero presentan una estructura, composición y funcionamiento que cambian poco a gran escala, debido que éstos pueden presentar un cierto grado de resistencia a los disturbios (Sánchez, 2005). Cuando la extensión, magnitud y recurrencia del disturbio en un ecosistema son de grandes dimensiones, aminoran su capacidad de resistir, ocasionando en el ecosistema insuficiencia en la recuperación de su trayectoria original (Dobson *et al.*, 1997; García-Oliva, 2001; Sánchez, 2005). Estos cambios en los ecosistemas muchas veces resultan poco reversibles o con una baja velocidad de recuperación, por lo cual la participación del hombre es indispensable para acelerar la recuperación de las áreas perturbadas (Dobson *et al.*, 1997). Si los procesos de disturbio son de bajo impacto es posible que un ecosistema pueda regresar por sí mismo a las trayectorias ecológicas y evolutivas similares a las originales (Turner *et al.*, 1993). Sin embargo, cuando los disturbios ocasionan

daños profundos, la recuperación implica métodos arduos, costosos y con resultados lentos, que a veces sólo logran el retorno de algunas características originales del ecosistema (Dobson *et al.*, 1997; Bradshaw, 2002; Zedler, 2007). A estas acciones de recuperar la trayectoria natural de los ecosistemas después de un disturbio es a lo que llamamos restauración ecológica (Dobson *et al.*, 1997; Bradshaw, 2002; SER, 2004; Sánchez, 2005).

La restauración ecológica es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido, que inicia o acelera la recuperación de la estructura y funcionamiento de ecosistema (Dobson *et al.*, 1997; Bradshaw, 2002; SER, 2004; Sánchez, 2005;). El principal objetivo de la restauración es retornar un ecosistema a su trayectoria histórica, por lo que éste es el modelo a seguir para diseñar un proyecto de restauración (SER, 2004). Se considera que es casi imposible recuperar las condiciones originales de un ecosistema debido a que existen limitaciones actuales que lo pueden guiar hacia una trayectoria distinta (Turner *et al.*, 1993; Bradshaw, 2002; SER, 2004; Sánchez, 2005; Ursúa, 2005). Pese a lo anterior, es viable darle una dirección general, establecida a partir de conocimientos previos sobre la estructura, composición y funcionamiento preexistentes del ecosistema dañado, comparando con ecosistemas conservados, condiciones ambientales de la región y análisis de información ecológica, cultural e histórica del ecosistemas de referencia (SER, 2004; Sánchez, 2005; Ursúa, 2005).

La restauración también implica un compromiso indefinido de inversión de recursos, de manera que debe ser una decisión colectiva para que las acciones sean acatadas y ejecutadas, por lo que debe ser planificada cuidadosamente



(SER, 2004). Uno de los principales problemas en la planificación y acatamiento de proyectos de conservación y restauración en México son las condiciones sociodemográficas, como la pobreza, la desigualdad social y cultural, así como los derechos de propiedad, ya que la mayoría de las tierras en México son ejidales o comunales y se hallan dentro de zonas con alto grado de marginación, ante lo cual, es importante generar acuerdos compartidos e incluyentes en donde todos los involucrados se vean beneficiados por el proyecto (Zorrilla, 2005; Carabias *et al.*, 2007)

Las intervenciones de una estrategia de restauración son distintas en función de la extensión, duración y recurrencia de un disturbio, así como de las condiciones culturales y económicas del lugar donde se pretende restaurar. En las circunstancias más simples, la restauración consiste en eliminar una alteración específica para permitir que los procesos ecológicos regresen a su estado anterior por sí solos (Dobson *et al.*, 1997; Bradshaw, 2002), pero en circunstancias más complejas puede requerir la reintroducción de especies nativas y la eliminación y control de especies exóticas invasoras o dañinas (SER, 2004; Antonio-Garcés, 2008; López-Rosas *et al.*, 2010). Según Zamora (2002), cualquier proceso de restauración ecológica debe considerar los siguientes aspectos fundamentales:

1. Diagnóstico de la situación actual del ecosistema degradado.
2. Definición del ecosistema hacia el que se pretende reconducirlo.
3. Formulación de los objetivos y planificación de las acciones que favorezcan la recuperación.
4. Seguimiento a fin de comprobar el grado de similitud con los objetivos y continuar con la restauración, o reajustar los métodos, y

5. Monitoreo y evaluación del ecosistema en restauración, con relación a ecosistemas conservados.

No necesariamente deben restaurarse áreas extensas, el proceso también puede hacerse en pequeños puntos de arranque para fomentar la participación de los científicos y de la sociedad en general enriqueciendo los conocimientos de modo que sean aplicables en otros sitios (Ursúa, 2005; Chirino *et al.*, 2010).

Además del reto que representa para los ecólogos generar un plan de manejo realista basado en la teoría de sucesión ecológica y el funcionamiento de un ecosistema, los proyectos de restauración requieren tomar en cuenta las limitaciones económicas y sociales que pueden influir en el éxito o fracaso de la restauración (Miller y Hobbs, 2007). Estos aspectos determinan si la restauración es posible y aceptable; ya que el financiamiento determina los alcances que puede llegar a tener los proyectos de restauración. La aceptación social es indispensable para implementar y mantener un proceso de restauración.

Desde 2005 el Grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres (desde 2010 redefinido como Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos) del Departamento de Ecología y Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias de la UNAM inició una serie de actividades encaminadas a restaurar dos áreas deterioradas de la REPSA (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Villeda-Hernández, 2010; San José, 2010; San José *et al.*, 2010). Se propuso que para restaurar un pedregal era necesario: 1) eliminar la fuente de disturbio; 2) extraer los elementos extraños al ecosistema (como desechos orgánicos e inorgánicos); 3) restablecer el sustrato basáltico, ya sea por recuperación o por adición; 4) eliminar los elementos vegetales exóticos [como los eucaliptos (*Eucalyptus* spp., sobre todo *Eucalyptus*

*camaldulensis* Dehnh. (Myrtaceae) y el pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum* Hochst. Ex Chioy. (Poaceae)]; 5) introducir especies vegetales nativas, y 6) monitorear los elementos bióticos; todo lo cual tendría como objetivos: 1) recuperar el sustrato volcánico original y volverlo apto para la colonización de especies nativas, 2) reducir la presencia de especies exóticas y arvenses, 3) reducir el riesgo de incendios, 4) recuperar la diversidad vegetal y el paisaje original, y 5) restablecer la red trófica del ecosistema (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; San José, 2010: San José *et al.*, 2010).

### **1.6. Especies exóticas**

Los sitios alterados o en proceso de restauración son más susceptibles a ser colonizados por especies exóticas, que son aquéllas que se establecen fuera de su lugar de distribución original debido a actividades humanas y a su uso ornamental, comestible, industrial, comercial o científico (Lowe *et al.*, 2000; Gaston *et al.*, 2003). Generalmente estas actividades antrópicas no han tomado en cuenta los cambios profundos que pueden ocasionar en los ecosistemas (Lowe *et al.*, 2000; Keane y Crawley, 2002). Estas especies logran establecerse y propagarse con éxito en los sitios nuevos de introducción desplazando especies nativas (Radosevich *et al.*, 2007). En la actualidad las especies exóticas son reconocidas como la segunda causa de extinción de especies (Lowe *et al.*, 2000). Esto representa problemas en las actividades encaminadas a la conservación y restauración ecológica, debido a que algunas especies exóticas crean una competencia con las especies nativas, pueden transmitir enfermedades y alteran las funciones del ecosistema generando dificultades y pérdidas económicas al

tratar de revertir sus efectos (D`Antonio y Meyerson, 2002). Asimismo, las especies exóticas invasoras provocan cambios en la fisonomía, estructura, composición y distribución de las especies, y pueden ocasionar el empobrecimiento y erosión del suelo, cambios en los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos así como en el ciclaje de nutrientes (Chilvers y Burdon, 1983; Vitousek, 1986; McDonald *et al.*, 1989). Existen casos en los que las especies introducidas se naturalizan, esto es, se incorporan a la comunidad y al funcionamiento del ecosistema, lo cual sólo puede ocurrir cuando dichas especies interactúan con las nativas, pueden reproducirse por sí solas y no generan cambios drásticos en la comunidad vegetal (Richardson *et al.*, 2000). Por otro lado, algunas especies exóticas pueden desempeñar un papel positivo en la restauración de sitios muy erosionados o perturbados ya que su presencia puede generar las condiciones óptimas de suelo y humedad para la introducción de especies nativas de una forma más sencilla y efectiva (D`Antonio y Meyerson, 2002).

En la Reserva del Pedregal existe un grave problema de introducción de especies exóticas. Una de estas especies es el eucalipto (*Eucalyptus* spp., principalmente *E. camaldulensis*), árbol de origen australiano que fue introducido en 1951 con la finalidad de reforestar ciertas áreas de Ciudad Universitaria, que ha generado severos efectos negativos en el ecosistema de la REPSA (Segura-Burciaga, 1995), entre los que se cuentan los siguientes (Espinosa-García, 1996; Cano-Santana *et al.*, 2006): (1) liberan sustancias aleloquímicas que afectan la microbiota edáfica, (2) el mantillo que generan presenta una lenta descomposición, (3) sus flores proveen recompensas letales a abejas y abejorros,

(4) presenta ventajas al competir con plantas nativas debido a su rápido crecimiento, su fuerte desarrollo radicular, a la alta capacidad de absorción de agua y regeneración de follaje, a su resistencia a la sequía, al fuego y a las bajas temperaturas, así como a su capacidad de desarrollo en condiciones limitadas en nutrientes.

Otra especie exótica registrada en la REPSA es el pasto kikuyo, *P. clandestinum*, que compite eficazmente con las especies nativas debido a su gran tolerancia ambiental y a su rápida reproducción vegetativa, incluso se sabe que libera componentes fenólicos solubles capaces de deprimir el potencial crecimiento de competidores (Baker, 1974; Marais, 2001). Se sabe que donde domina altera ciertos rasgos del ecosistema como el ciclaje de nutrientes y el microclima impidiendo la germinación y crecimiento de plántulas de especies nativas; asimismo, este pasto promueve, tolera y es capaz de regenerarse rápidamente después de un incendio, modificando los procesos naturales del ecosistema (D'Antonio y Vitousek, 1992).

### **1.7. Antecedentes: restauración del noreste de la Zona de Amortiguamiento A8**

La Zona de Amortiguamiento A8 de la REPSA, también llamada “Biológicas”, tiene una superficie total de 3 ha 2,884 m<sup>2</sup> y corresponde al camellón central entre la zona deportiva y los Institutos de Biología, Investigaciones Biomédicas y el Instituto de Ecología. Esta área se encuentra relativamente conservada con especies nativas del Pedregal de San Ángel (Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009). Sin embargo, la región noreste de la zona A8 (con una superficie de 0.51

ha) ubicada en una hondonada se encontró sujeta a disturbio antrópico, principalmente por desechos de jardinería entre 1974 y 2005, provenientes de las canchas de fútbol cercanas. También mostró acumulación de desechos inorgánicos y material de construcción (cascajo), y presencia de plantas exóticas como eucaliptos (*E. camaldulensis*) y pasto kikuyo (*P. clandestinum*) (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009). Por ello, esta zona ha estado sujeta a actividades de restauración ecológica encabezadas por J. Antonio-Garcés (2008) de marzo de 2005 a marzo del 2006 y por M. Peña (no publ.) de septiembre de 2006 a abril de 2007 (ver también Antonio-Garcés *et al.*, 2009), y se han continuado hasta finales de 2010 (San José *et al.*, 2010; Z. Cano-Santana, com. pers.). Entre las acciones que se efectuaron se cuenta: el retiro de desechos orgánicos, basura inorgánica y cascajo, así como de eucaliptos, que fueron sustituidos por árboles nativos de la especie *Dodonaea viscosa* Jacq. (Sapindaceae). El retiro de los desechos fue posible mediante la organización de once “Jornadas de Limpieza de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel”, durante las cuales se extrajeron 179.7 m<sup>3</sup> de tierra, mantillo, cascajo y basura inorgánica. En ellas participaron 345 voluntarios, principalmente estudiantes de la Facultad de Ciencias de la UNAM, llevando a cabo un esfuerzo de 2,070 horas-hombre (Antonio-Garcés *et al.*, 2009). Antonio-Garcés (2008) retiró 62 eucaliptos de la zona, aminorando sus efectos aleloquímicos y sombra, también seleccionó nueve especies de plantas nativas para la introducción de plántulas en la zona, *Brickellia veronicifolia* (Kunth) A. Gray (Asteraceae), *Cardiospermum halicacabum* L. (Sapindaceae), *Dahlia coccinea* Cav. (Asteraceae), *Eupatorium petiolare* Moc. et Sessé ex DC. (Asteraceae), *D. viscosa*, *Muhlenbergia robusta* (E. Fourn.)

Hitchc. (Poaceae), *Manfreda scabra* (Ort.) McVaugh (Agavaceae), *P. praecox* (Asteraceae) y *Verbesina virgata* Cav. (Asteraceae).

La segunda etapa de la restauración, realizada por M. Peña entre marzo de 2006 y abril de 2007 (Antonio-Garcés *et al.*, 2009), consistió en la introducción de 649 plántulas de las especies *Dodonaea viscosa*, *Dahlia coccinea*, *Brickelia veronicifolia*, *Baccharis serraefolia* DC. (Asteraceae) y *Echeveria gibbiflora* DC. (Crassulaceae). Así mismo, extrajo 15 m<sup>3</sup> de tierra y materia orgánica y recuperó el sustrato basáltico en una zona de 65 m<sup>2</sup>, denominada en este trabajo como subzona “Dinosaurio”.

Los resultados obtenidos por ellos muestran que la cobertura relativa de los eucaliptos se redujo de 48 a 10% y la riqueza específica incrementó de 23 a 32 especies. Se presentó un incremento en su cobertura relativa de 9.5 a 29.4% y se tienen registros de la supervivencia del 10.9% de las plántulas introducidas. M. Peña (datos no publ.) registró actividad del ratón piñonero (*Peromyscus gratus*) con niveles de abundancia de 2 a 5 ind/30 trampas entre abril y agosto de 2007 y una densidad de chapulines (*Sphenarium purpurascens*) de 19 ind/m<sup>2</sup> en julio, valores que superan a los registrados en una zona conservada de referencia.

Antonio-Garcés *et al.* (2009) concluyeron que (1) el retiro de eucaliptos es favorable para el establecimiento de especies nativas en la zona debido a que provocan probablemente una influencia negativa por sus características aleloquímicas y de la sombra que generan; (2) se ha logrado un aumento en la riqueza de especies raras (*i.e.*, aquéllas con coberturas relativas < 5%), recuperando parcialmente el paisaje; (3) la presencia de especies exóticas y arvenses afecta negativamente la supervivencia inicial de las plántulas; (4) no son

necesarias medidas de reintroducción del ratón piñonero (*P. gratus*), y del chapulín (*S. purpurascens*) y, por último, (5) que falta más esfuerzo y tiempo para lograr la recuperación de la estructura del ecosistema en el sitio de estudio.



## II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El presente trabajo dará a conocer la estructura y composición de la comunidad vegetal (de octubre de 2007 a diciembre de 2008) y la abundancia en 2008 de dos poblaciones de artrópodos: *S. purpurascens* y *N. oaxacensis*, en el área noreste de la zona de amortiguamiento 8 de la REPSA sujeta a acciones de restauración ecológica desde marzo del 2005, en comparación con lo que registra una zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo de la misma.

Por otro lado, los objetivos particulares de este trabajo son:

1. Registrar el establecimiento de las especies de plantas colonizadoras en la zona de sustrato basáltico recuperado en abril del 2007.
2. Conocer el efecto de control de plantas arvenses y exóticas en la estructura vegetal.

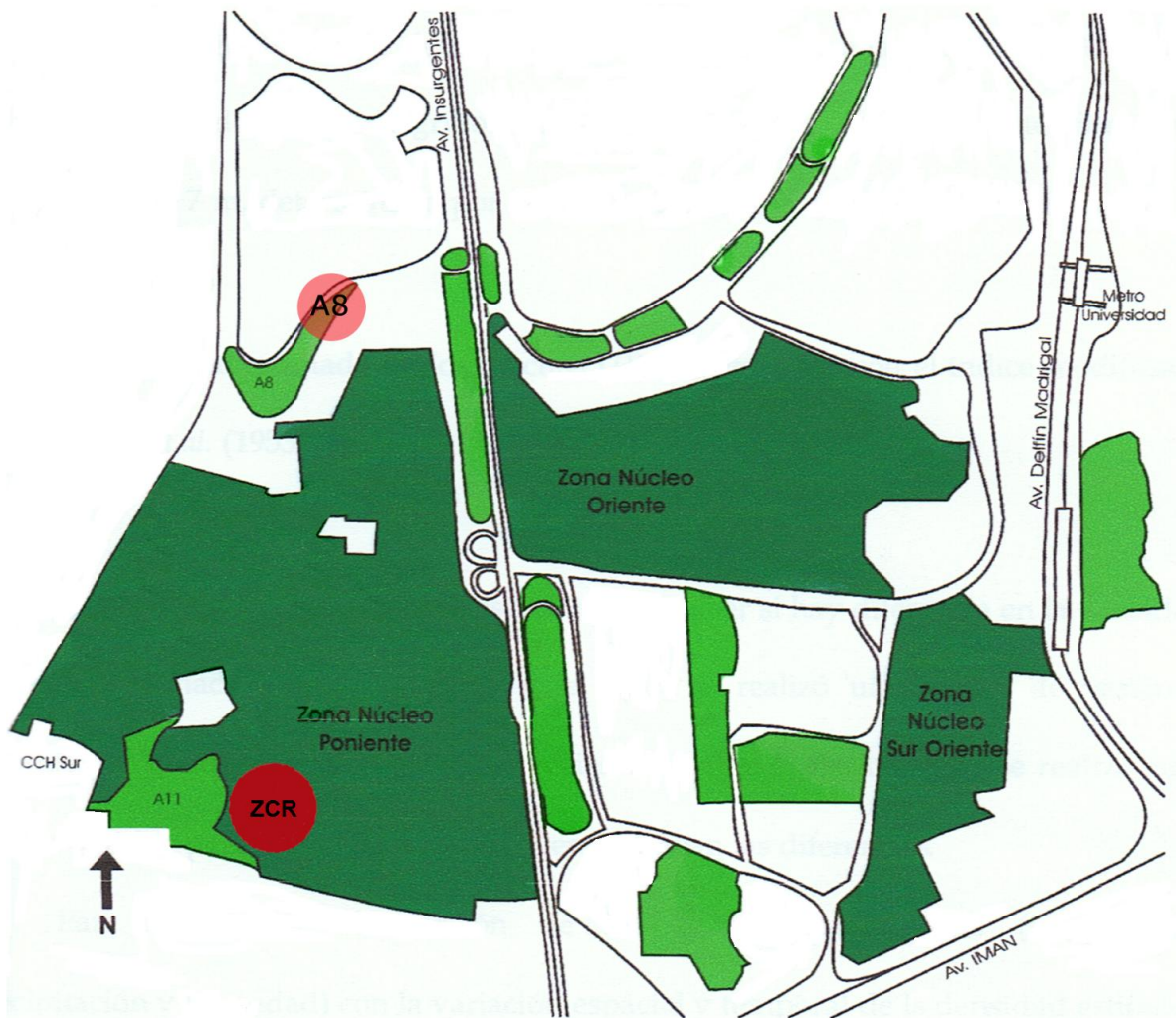
Las hipótesis que se formulan en este trabajo son las siguientes:

1. Se espera que con las acciones de restauración se incremente la diversidad y cobertura de las plantas nativas no arvenses, con el fin de alcanzar valores más parecidos al que tiene el área conservada de referencia.
2. Se espera que las abundancias de *N. oaxacensis* y *S. purpurascens* sean similares a las que se registra en las zona conservada, lo que nos daría indicios del éxito de la restauración.
3. La remoción de plantas arvenses permitirá que se incremente la diversidad y la cobertura relativa de plantas nativas no arvenses.

### III. SITIO DE ESTUDIO

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria está localizada al suroeste 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. Su clima es templado subhúmedo con régimen de lluvias en verano, y presenta una estacionalidad marcada de lluvias con una temporada de junio a octubre y una de sequía de noviembre a mayo (Soberón *et al.*, 1991). Presenta una temperatura promedio anual de 15.7°C y una precipitación promedio anual de 870 mm (Valiente-Banuet y De Luna, 1990). El sustrato predominante es la roca volcánica expuesta, su suelo es de origen eólico y orgánico, joven y muy escaso, acumulado en grietas o fisuras con una profundidad promedio de  $4.50 \pm e.e. 0.27$  cm (intervalo 0-40.0 cm) (Cano-Santana y Meave, 1996).

Para comparar los resultados con una zona conservada, se seleccionó un área de 0.225 ha localizada al sur de la Zona Núcleo Poniente de la REPSA ubicada 10 m al norte de la zona sureste del área de amortiguamiento A11 ("Vivero Alto"), también sujeta a acciones de restauración ecológica desde 2005 (Fig. 3.1).



**Figura 3.1.** Localización de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel dentro de Ciudad Universitaria, D.F. y la ubicación de los sitios de estudio, la parte sureste de la Zona de amortiguamiento A8 sujeta a restauración ecológica (A8) y la zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo (ZCR). Tomado de Pérez-Escobedo (2007).

## IV. MATERIAL Y MÉTODO

### 4.1. Acciones de restauración

Para continuar las acciones de restauración ecológica iniciadas en 2005 se organizaron cuatro jornadas de trabajo (denominadas “jornadas de restauración ecológica” en mayo, junio, septiembre y noviembre de 2008; Tabla 5.1), que implican: (1) la remoción de eucaliptos, ricino (*Ricinus communis* L.), maravilla (*Mirabilis jalapa* L.) y pasto kikuyo (*P. clandestinum*); (2) retiro de desechos orgánicos, inorgánicos y cascajo; y (3) ampliación de áreas con sustrato basáltico recuperado. En total participaron 109 voluntarios que invirtieron 480 horas-hombre y que lograron extraer 59.4 m<sup>3</sup> de materiales entre materia orgánica (plantas exóticas y malezas) e inorgánica (Tabla 4.1). El llamado a estas jornadas se realizó mediante el uso de carteles pegados en Ciudad Universitaria (ver Apéndice 1).

### 4.2 Estructura de la comunidad vegetal

Para mantener un registro de la estructura de la comunidad vegetal durante las actividades de restauración se utilizó el método de línea de Canfield (Canfield, 1941), con el cual se registró la longitud en que se interceptaba la cobertura de tejidos aéreos de las plantas herbáceas, arbustivas y arbóreas presentes a lo largo de una línea. Posteriormente, se calculó la cobertura relativa de cada especie vegetal. Se trazaron varias líneas: una línea longitudinal de 135 m por el centro del sitio de estudio y cinco líneas transversales separadas de 7 a 20 m con una longitud de entre 32 y 54 m distribuidas por toda la zona. En total se mantuvo una

longitud total de las líneas de 347 m. Los registros se realizaron en un inicio cada tres meses a partir de octubre de 2007 y, posteriormente, cada dos meses a partir de abril y hasta diciembre de 2008 en las mismas zonas utilizadas por Antonio-Garcés (2008) y M. Peña (Antonio-Garcés *et al.*, 2009). Esta disposición de líneas tiene la desventaja de que en las zonas donde se éstas se interceptan hay una mayor probabilidad de registro de las especies de plantas localizadas allí; sin embargo, tiene la ventaja de registrar las plantas que se encuentran fuera del borde, lo que permite tener una mayor representatividad de las de las plantas presentes en el sitio.

Para comparar el grado de recuperación de la zona sujeta a restauración se agruparon los datos de cobertura de las especies de plantas, según su procedencia y etapa sucesional que se representan en tres categorías: exóticas, nativas arvenses (aquí denominadas arvenses) y nativas no arvenses (aquí denominadas no arvenses), tomando en cuenta la clasificación de Antonio-Garcés *et al.* (2009), en la cual se consideró registrar como arvense a aquella especie que fuera sugerida como tal por al menos tres de los cuatro trabajos siguientes: Castillo-Argüero *et al.* (2004), Espinosa-García y Sarukhán (1997), Villaseñor y Espinosa-García (1998) y Rzedowski y Rzedowski (1979, 1985 y 1990), en tanto que una especie exótica la registró como tal con base en el trabajo de Villaseñor y Espinosa-García (2004). Aquéllas especies que no estaban dentro de la clasificación de Antonio-Garcés *et al.* (2009), éstas fueron asignadas por medio del criterio sugerido por Castillo-Argüero *et al.* (2009). Por lo anterior, *B. cordata*, una planta dominante en la REPSA no se le consideró como planta arvense, a pesar de que ciertos autores sugieren lo contrario (ver p. ej., Villaseñor y

Espinosa-García, 1998). En ese trabajo se define como *exótica* a aquellas especies cuya área de distribución original no está dentro de México (Lowe *et al.*, 2000; Gaston *et al.*, 2003), una planta *nativa arvense* es aquella especie de planta silvestre que fácilmente crece en terrenos cultivados o abandonados, y en este trabajo las reconocemos como aquellas plantas pioneras colonizadoras de las primeras etapas sucesionales (Espinosa y Sarukhán, 2007). Por último, las plantas *nativas no arvenses* son aquellas especies de plantas nativas de la REPSA de etapas sucesiones tardías.

Para determinar el grado de similitud entre la ZCR y la zona A8 se calculó el índice de similitud de Sørensen (Guisalde *et al.*, 2006) que nos permitió comparar la composición florística de las dos zonas.

**Tabla 4.1.** Material retirado durante las “Jornadas de restauración ecológica” del 3 de mayo al 1 de noviembre de 2008.

<b>Jornada</b>	<b>Fecha</b>	<b>No. Asistentes</b>	<b>Esfuerzo (h hombre)</b>	<b>Orgánico (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Inorgánico (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Tierra (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Total (m<sup>3</sup>)</b>
1	03/may/08	37	163.2	18.5	1.1	9.4	29
2	28/jun/08	27	130.8	5.7	2.6	6.6	14.9
3	06/sep/08	22	96.5	7.9	0.9	0.6	9.4
4	01/nov/08	23	90.1	4.1	1.4	0.6	6.1
	<b>Total</b>	<b>109</b>	<b>480.6</b>	<b>36.2</b>	<b>6</b>	<b>17.2</b>	<b>59.4</b>

Con las jornadas se logró recuperar un nuevo sitio de roca de aproximadamente 100 m<sup>2</sup> de sustrato basáltico original en el cual se mantendrán estos estudios de sucesión en pedregales.

#### **4.3. Tamaño poblacional de los artrópodos**

Para determinar el tamaño poblacional del chapulín *S. purpurascens* y la araña *N. oaxacensis* tanto en la zona sujeta a restauración como en la zona conservada de referencia, se utilizaron 20 cuadros de 1 × 1 m localizados al azar, en los cuales fueron contados los individuos presentes; posteriormente, éstos fueron capturados con la ayuda de una red aérea para ser contados y liberados, siguiendo el método de Cano-Santana (1994). En este caso, la abundancia que se registra en cada cuadro corresponde al número de ejemplares más alto detectado por cualquiera de los dos métodos. Los muestreos se hicieron mensualmente de julio a octubre de 2008.

#### **4.4. Colonización inicial por plantas en el sustrato basáltico recuperado**

Para determinar la colonización por plantas en la zona de sustrato basáltico recuperado (denominado como subzona “Dinosaurio”, y que tiene una forma elipsoidal de 10 × 9 m), se utilizó el método de línea de Canfield, utilizando una línea longitudinal de 10 m por el centro y cinco líneas transversales separadas de 2.5 m con una longitud de entre 8 y 9 m distribuidas por la zona, registrando una total de 54.5 m de línea. Se registró la cobertura de las plantas de todos los estratos de vegetación presentes a lo largo de una línea cada dos meses de febrero a diciembre de 2008. Posteriormente, se calculó la cobertura relativa de

cada especie de planta. Al igual que con las líneas utilizadas para registrar los cambios de la comunidad vegetal en todo el sitio, con esta disposición de líneas se tiene un error de sobre muestreo en las zonas donde se interceptan las líneas; sin embargo, se tiene la ventaja de registrar las plantas que se encuentran fuera del borde, lo que permite tener una mayor representatividad de las plantas que colonizan el sitio recuperado con su sustrato original.

#### **4.5. Valoración del efecto de control de plantas exóticas y arvenses sobre la estructura vegetal**

Con el fin de continuar un estudio sobre el efecto de la remoción de plantas arvenses sobre la estructura de la comunidad, iniciada por Maritza Peña desde 2006, en la zona de amortiguamiento A8 se seleccionaron ocho cuadros de 4 x 4 m ubicados al azar por M. Peña, cuatro de los cuales estuvieron sujetos a control de plantas exóticas y arvenses (cuadros experimentales) y los otros cuatro no (cuadros control). Los ocho cuadros estuvieron sujetos en julio de 2006 a introducción de 73 plántulas cada uno, 24 de *D. coccinea*, 10 de *Opuntia tomentosa*, 29 de *D. viscosa* y 10 de *M. scabra* (M. Peña, en prep.). Los cuadros experimentales ya habían sido sometidos a la extracción, entre septiembre de 2006 y julio de 2007, de una especie exótica (*P. clandestinum*) y tres arvenses [*M. jalapa*, *Jaltomata procumbens* (Cav.) J.L. Gentry (Solanaceae) y *P. icosandra*]. Durante el período de estudio, en los cuadros experimentales se realizaron cuatro extracciones manuales que representaron cerca de 0.7 m<sup>3</sup> de tejidos de plantas, 50% de este volumen de tejidos fue de *E. camaldulensis*, 30% de *P. clandestinum* y 20% de *M. jalapa*. En los cuadros se registró la cobertura de cada especie por el



método de línea de Canfield a partir de cuatro líneas: dos transversales y dos longitudinales de 4 m separadas entre sí cada 2 m y registradas cada dos meses de junio a octubre de 2008. El monitoreo de la cobertura de los cuadros sujetos a remoción se realizó antes de esta acción.

Posteriormente, se aplicó un análisis de componentes principales para clasificar las comunidades vegetales asentadas en cada cuadro con el programa PRIMER 5 para Windows (Clarke y Gorley, 2001). Para ello se utilizaron los datos promedio anuales de cobertura absoluta de cada especie vegetal.

## V. RESULTADOS

### 5.1. Estructura de la comunidad vegetal

En la zona sujeta a restauración (Fig. 5.1a) hubo una dominancia de *P. clandestinum*, que registró una cobertura relativa que varió entre 25.1 y 43.6%. Otra planta dominante fue *M. tomentosa*, que mantuvo una cobertura más o menos constante (de alrededor de 20%) a lo largo del monitoreo. *Eucalyptus camaldulensis*, por su parte, redujo su cobertura de 8.0% en abril a 0.1% en diciembre de 2008. También se registró un aumento de cobertura de especies no dominantes de 14.5% en junio a 30.0% en agosto. Por otra parte, en la zona conservada de referencia (Fig. 5.1b) la especie dominante fue *B. cordata*, que mantuvo una cobertura relativa que varió entre 12.0 y 26.5%. La cobertura de las especies no dominantes en el periodo de estudio varió de 18.3 a 34.8%; sin embargo, *E. camaldulensis* aumentó su cobertura de 7.9 a 16.5% de abril a junio.

La zona sujeta a restauración muestra una notable mejoría en presencia de un mayor porcentaje de especies no dominantes; sin embargo, *P. clandestinum* no ha podido ser controlado, tal como se manifiesta en los altos valores de cobertura a lo largo del tiempo. En este sitio la cobertura relativa de plantas no arvenses aumentó de 43.6% en octubre del 2007 a 50.5% en octubre de 2008 (Fig. 5.2a). En contraste, las plantas exóticas disminuyeron en cobertura relativa de 49.1% en abril a 30.5% en agosto, mientras que las plantas arvenses se mantienen con una cobertura constante de alrededor del 8.9%, exceptuando en el mes de abril en el que disminuyó su cobertura a 0.6%. En la zona conservada de referencia (Fig. 5.2b), por su parte, se observó una dominancia de plantas no arvenses a lo largo

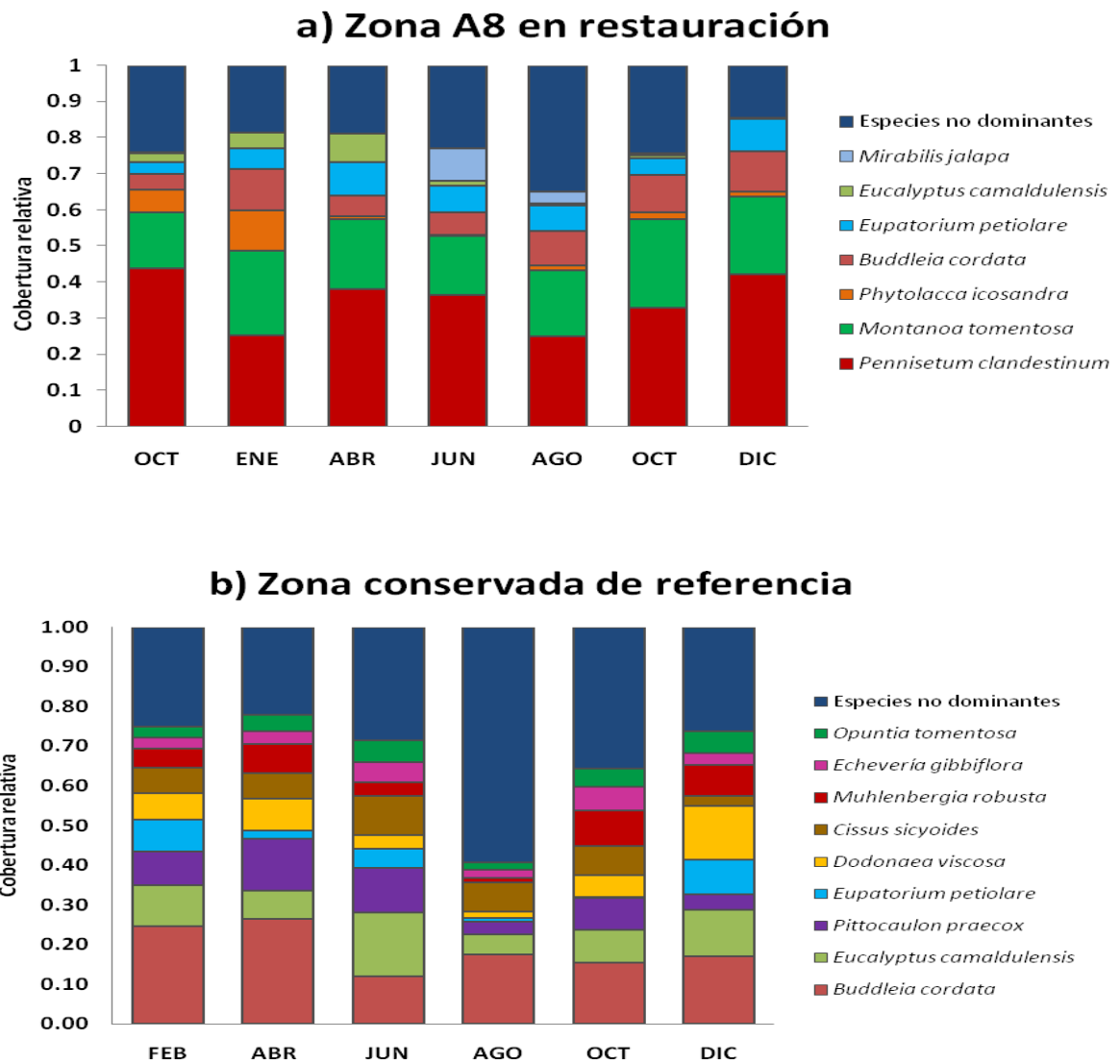
del monitoreo, registrándose 85.4% en febrero y 89.3% en octubre del 2008; en contraste, las plantas exóticas aumentaron su cobertura de 7.9% en abril a 22.5% en agosto. Por otro lado, la cobertura de las plantas nativas arvenses se mantuvo entre 2.0 a 7.5% a lo largo del monitoreo.

En la zona A8 sujeta a restauración se registraron durante el periodo de estudio 68 especies de las cuales 40 fueron especies no arvenses, 21 fueron arvenses y siete fueron exóticas; en tanto que en la zona conservada de referencia se encontraron 43 especies, 32 no arvenses, siete arvenses y cuatro exóticas (Apéndice 2).

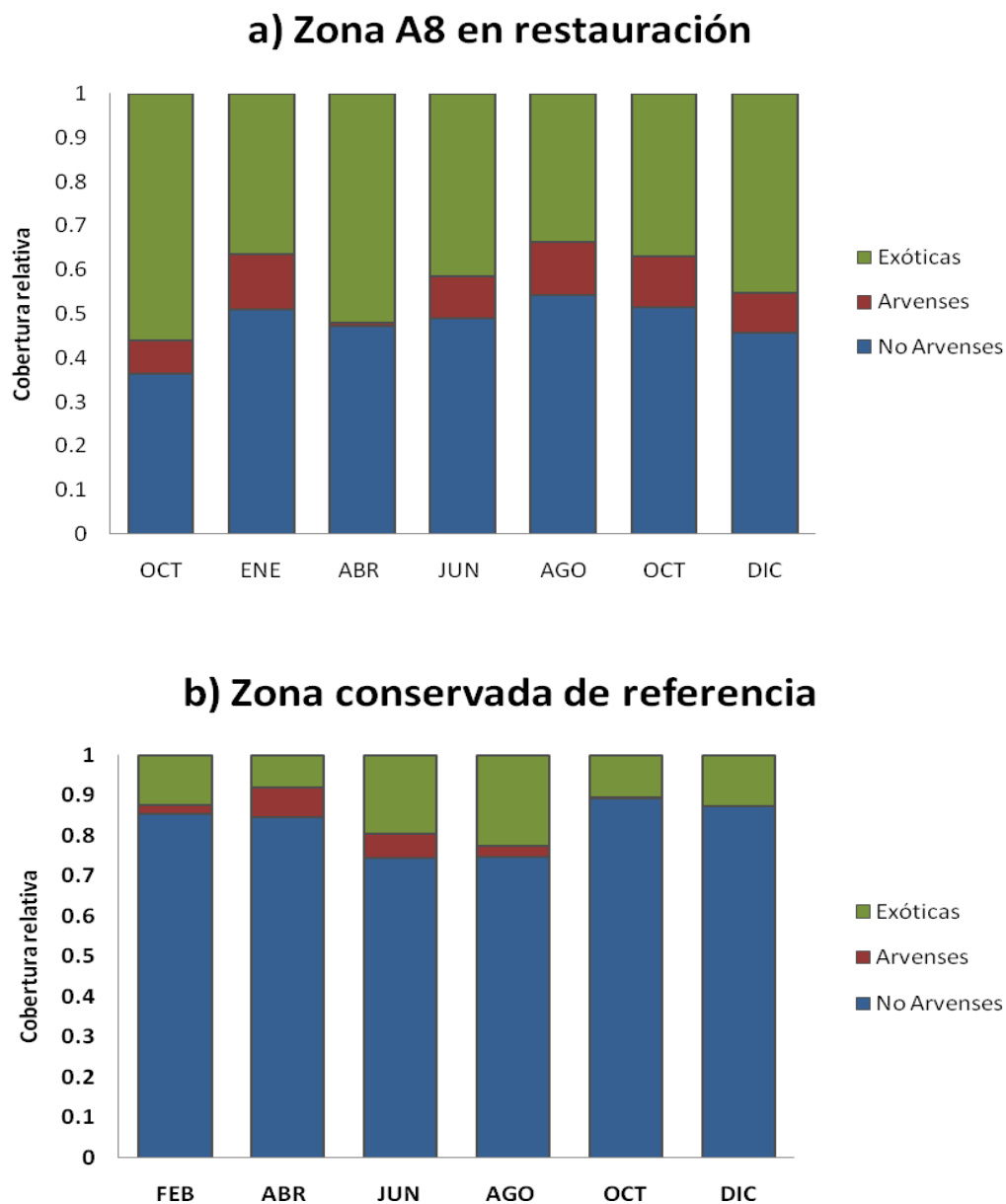
El valor del índice de similitud de Sørensen entre ambas zonas fue de 0.61.

## **5.2. Densidad de chapulines y arañas**

Se encontró un efecto significativo de la zona ( $F= 24.73$ , g.l.= 1.152,  $P<0.001$ ), del mes de muestreo ( $F=11.71$ , g.l.=3,152,  $P<0.001$ ) y de la interacción de zona  $\times$  mes ( $F=7.21$ , g.l.=3,152,  $P<0.001$ ) sobre la densidad de *S. purpurascens* (Tabla 5.1). La densidad de chapulines fue significativamente más alta en la zona A8 sujeta a restauración (A8) (densidad promedio:  $8.2 \pm$  error estándar  $1.3$  ind/  $m^2$ ) que en la zona conservada de referencia (ZCR) ( $1.8 \pm 0.3$  ind/  $m^2$ ). La densidad registrada en julio en A8 ( $20.0 \pm 3.8$  ind/ $m^2$ ) fue significativamente más alta que la registrada en el mismo mes en ZCR, así como en la registrada en los meses subsiguientes en ambos sitios (Fig. 5.3).



**Figura 5.1.** Cambio de la cobertura vegetal de la zona sujeta a restauración en A8 tras tres años de acciones de restauración ecológica (a) y en la zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo (b) en la REPSA. Datos de 2007-2008.

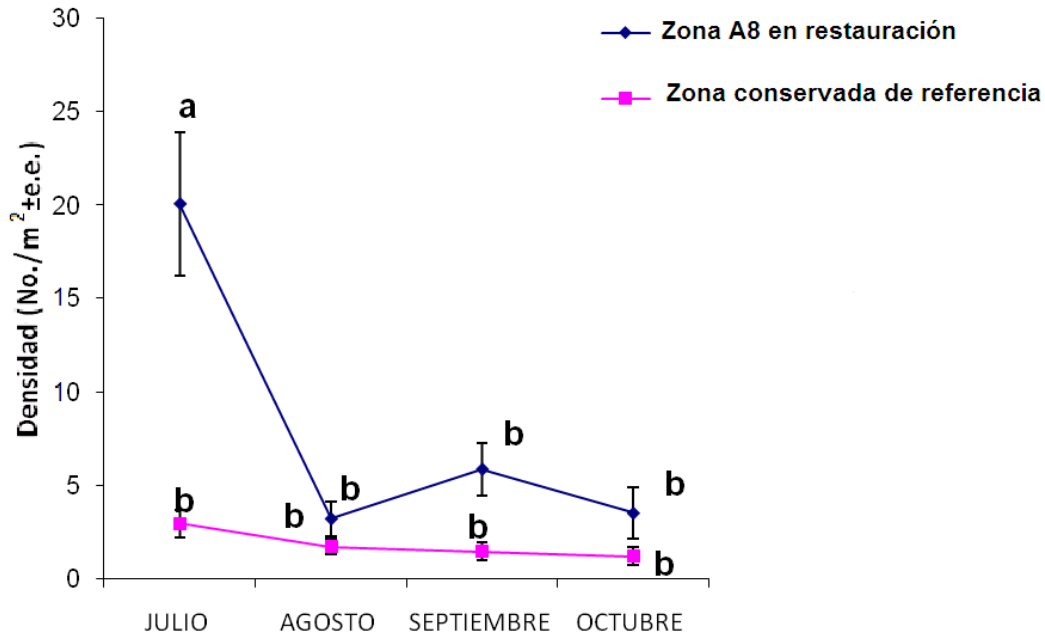


**Figura 5.2.** Cambio en la cobertura de plantas con diferentes tipos de plantas en la zona sujeta a restauración en A8 tras tres años de acciones de restauración ecológica (a) y en la zona conservada de referencia localizada en una zona núcleo (b) en la REPSA. Datos de 2007-2008.

Por otro lado, se encontró un efecto significativo en la zona ( $F= 4.939$ , g.l.= 1,152,  $P= 0.028$ ), pero no del mes de muestreo ( $F=0.607$ , g.l.=3,  $P=0.611$ ) ni de la interacción zona  $\times$  mes ( $F=0.537$ , g.l.=3,  $P=0.657$ ) sobre la densidad de arañas (Tabla 5.2). Se registró mayor densidad de estas arañas en A8 ( $0.13 \pm 0.04$  ind/m<sup>2</sup>) que en la ZCR ( $0.02 \pm 0.02$  ind/m<sup>2</sup>) (Fig. 5.4).

**Tabla 5.1.** Análisis de varianza para determinar el efecto del sitio (uno sujeto a restauración y otro conservado de referencia) y la fecha sobre la densidad del chapulín *Sphenarium purpurascens*

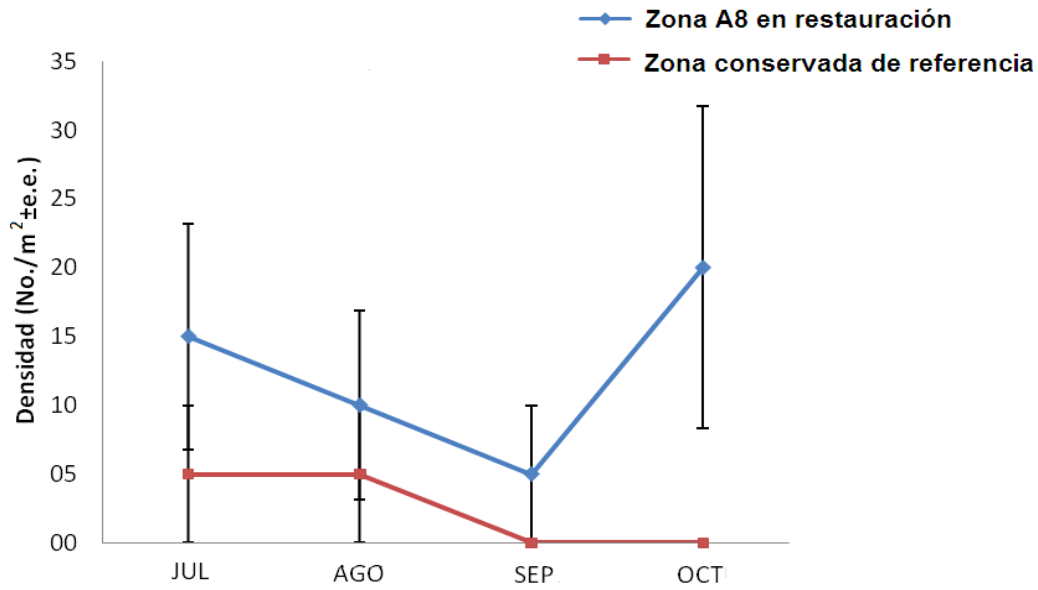
<b>Fuente</b>	<b>S.C.</b>	<b>g.l.</b>	<b>C.M.</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Zona (Z)</b>	35.39	1	35.39	24.73	<0.0001
<b>Fecha (F)</b>	5.59	3	16.77	11.71	<0.0001
<b>Z <math>\times</math> F</b>	3.44	3	10.32	7.21	<0.0001
<b>Error</b>		152	1.43		



**Figura 5.3.** Densidad del chapulín *Sphenarium purpurascens* (No./m<sup>2</sup> ± e.e.) en la zona A8 sujeta a restauración (A8) y en la zona conservada de referencia (ZCR) de la REPSA durante 2008. Las letras diferentes denotan diferencias significativas con  $P < 0.05$  (prueba de Tukey).

**Tabla 5.2.** Análisis de varianza para determinar el efecto del sitio (uno sujeto a restauración y otro conservado de referencia) y la fecha sobre la densidad de la araña *Neoscona oaxacensis*.

Fuente	S.C.	g.l.	C.M.	F	P
<b>Zona (Z)</b>	0.099	1	0.099	4.939	0.028
<b>Fecha(F)</b>	0.036	3	0.012	0.607	0.611
<b>Z × F</b>	0.033	3	0.011	0.538	0.657
<b>Error</b>	3.040	152	0.020		



**Figura 5.4.** Densidad de la araña *Neoscona oaxacensis* (No./m<sup>2</sup> ± e.e.) en la zona de amortiguamiento A8 sujeta a restauración y en la conservda de referencia en una zona núcleo durante 2008. La densidad en el sitio de amortiguamiento A8 fue significativamente más alta que en la zona núcleo de referencia (Andeva de dos vías).

### 5.3. Colonización inicial de sustrato recuperado

En la subzona “Dinosaurio” del área A8, cuyo sustrato basáltico fue liberado un año antes, en 2007, se encontró un porcentaje en la cobertura relativa de *B. cordata* de 40.0% en febrero, que disminuyó a 4.3% en agosto; sin embargo, ésta aumentó en octubre a 22.0% y en febrero de 2009 a 42.0% (Fig. 5.5). Por otro lado, *M. tomentosa* tuvo una cobertura de 26.0% en febrero de 2008, pero bajó a 8.1% en febrero de 2009 debido a las podas que se le hicieron. Otras especies con una dominancia importante fueron: *P. icosandra* (con coberturas relativas de 11.4 a 20.5%) y *P. clandestinum* (0.4 a 22.0%). Se registró un aumento en la

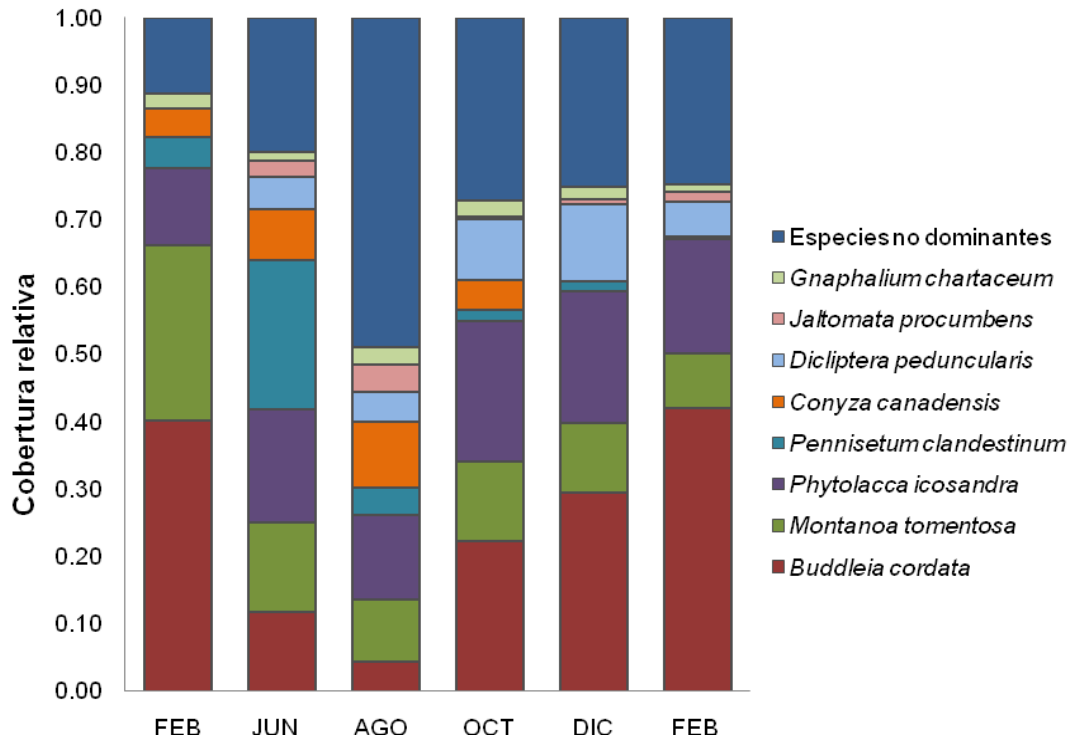


cobertura relativa de especies no dominantes de 13.4% en febrero de 2008 a 49.2% en agosto del mismo año (Fig. 5.5).

En esta subzona se registró que las plantas no arvenses registraron el mayor valor de cobertura relativa (48.5 a 72.2%) que de plantas arvenses (con 18.5 a 47.1%), siendo, en general, menos dominantes las plantas exóticas (que registraron de 1.7 a 22.1%) (Fig. 5.6). Conforme fue aumentando la cobertura de especies arvenses, los valores de este parámetro de las no arvenses y exóticas fue disminuyendo (Fig. 5.6).

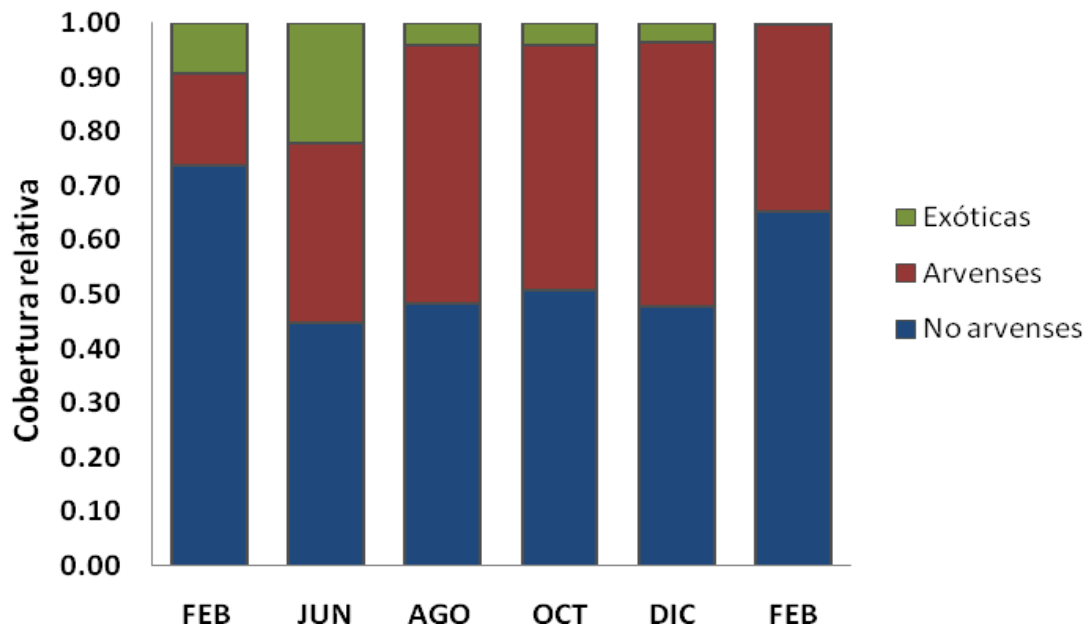
El número de especies registradas en esta subzona en el periodo de estudio fue de 39: 19 no arvenses, 16 arvenses y cuatro exóticas, siendo las especies dominantes, por su cobertura relativa promedio, *B. cordata* (19.5%), *P. icosandra* (15.3%), *M. tomentosa* (15.1%), *P. clandestinum* (8.1%) y *Conyza canadensis* (L.) Cronq. (Asteraceae) (6.4%) (Tabla 5.3).

## Subzona Dinosaurio



**Figura 5.5.** Porcentaje de cobertura vegetal por especie en el sustrato basáltico recuperado en 2007 de la subzona “Dinosaurio”. Datos de 2008-2009.

## Subzona Dinosaurio



**Figura 5.6.** Porcentaje de cobertura vegetal de plantas con diferente estrategia de colonización por tipo de planta en el sustrato basáltico recuperado en la subzona denominada "Dinosaurio". Datos de 2008-2009.

**Tabla 5.3.** Lista de especies registradas en el primer año de haber sido liberado el sustrato rocoso en la subzona “Dinosaurio” del área A8 de la REPSA. Datos promedio de 2008. Las especies están ordenadas alfabéticamente dentro de cada categoría de plantas: A, arvense; E, exótica; NA, no arvense.

Especie	Tipo de planta	Familia	Cobertura absoluta promedio (m)	Intervalo en el periodo (m)	Cobertura relativa promedio (%)
<i>Bouteloua</i> sp.	NA	Poaceae	0.1	0-0.3	0.3
<i>Bromus carinatus</i> Hook. & Arn.	NA	Poaceae	0.1	0-3.6	0.3
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	NA	Loganiaceae	3.9	1.2-6.5	21.5
<i>Cissus sicyoides</i> L.	NA	Vitaceae	0.6	0.3-2.1	3.5
<i>Cyperus esculentus</i> L.	NA	Cyperaceae	0.3	0.3-1.4	1.5
<i>Desmodium neo-mexicanum</i> A. Gray	NA	Fabaceae	0.1	0-0.5	0.5
<i>Dioscorea galeottiana</i> Martens.	NA	Dioscoreaceae	0.9	0.9-3.1	4.7
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	NA	Asteraceae	0.6	0.1-1.7	3.0
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	NA	Asteraceae	0.4	0.2-0.7	2.1
<i>Ipomoea cristulata</i> Hall.	NA	Convolvulaceae	0.1	0-0.3	0.3
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth.	NA	Convolvulaceae	0	0-0.5	0
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J.L. Gentry.	NA	Solanaceae	0.3	0.1-1.1	1.7
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	NA	Asteraceae	2.1	1.1-3.5	11.5
<i>Oenothera purpusii</i> Munz.	NA	Onagraceae	0	0-0.1	0.1
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	NA	Cactaceae	0	0.2-0.1	0.2
<i>Oxalis divergens</i> Benth. ex Lindl.	NA	Oxalidaceae	0	0-0.1	0.1
<i>Paspalum tenellum</i> Willd.	NA	Poaceae	0	0-0.2	0.2
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	NA	Plumbaginaceae	0.1	0.1-0.2	0.3
<i>Tripogandra purpurascens</i> (Schauer) Handlos	NA	Commelinaceae	0.1	0-0.5	0.4
<i>Diditaria termata</i> (A. Rich.) Stapf	E	Poaceae	0.1	0-0.6	0.5
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	E	Myrtaceae	0.1	0-0.3	0.3
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	E	Poaceae	0.8	0.5-2.7	4.5
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	E	Asteraceae	0.1	0.1-0.4	0.5
<i>Achillea millefolium</i> L.	A	Asteraceae	0	0-0.2	0.1
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	A	Amaranthaceae	0	0-0.1	0.1
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	A	Asteraceae	0.2	0.5-1	1.1
<i>Bidens odorata</i> Cav.	A	Asteraceae	0.2	0-0.9	0.9

**Tabla 5.3.** (Continúa).

Especie	Tipo de planta	Familia	Cobertura absoluta promedio (m)	Intervalo en el periodo (m)	Cobertura relativa promedio (%)
<i>Chenopodium graveolens</i> Willd.	A	Chenopodiineae	0	0-0.1	0.1
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	A	Commelinaceae	0.1	0-0.4	0.3
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	A	Asteraceae	0.9	0.3-2.7	4.7
<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth.	A	Asteraceae	0.3	0-2	1.8
<i>Conyza sophilifolia</i> Kunth.	A	Asteraceae	0.3	0.2-1.6	1.6
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	A	Acanthaceae	1.2	0.6-2.7	6.8
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	A	Asteraceae	0	0-0.2	0.2
<i>Geranium semanii</i> Peyr.	A	Geraniaceae	1.0	0.5-3.1	5.5
<i>Medicago lupulina</i> L.	A	Fabaceae	0.1	0-0.4	0.3
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	A	Nyctaginaceae	0.2	0.8-1.4	1.3
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	A	Phytolaccaceae	3.1	0.8-3.4	17.1
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber Ex Wiggers.	A	Asteraceae	0	0-0.1	0.1

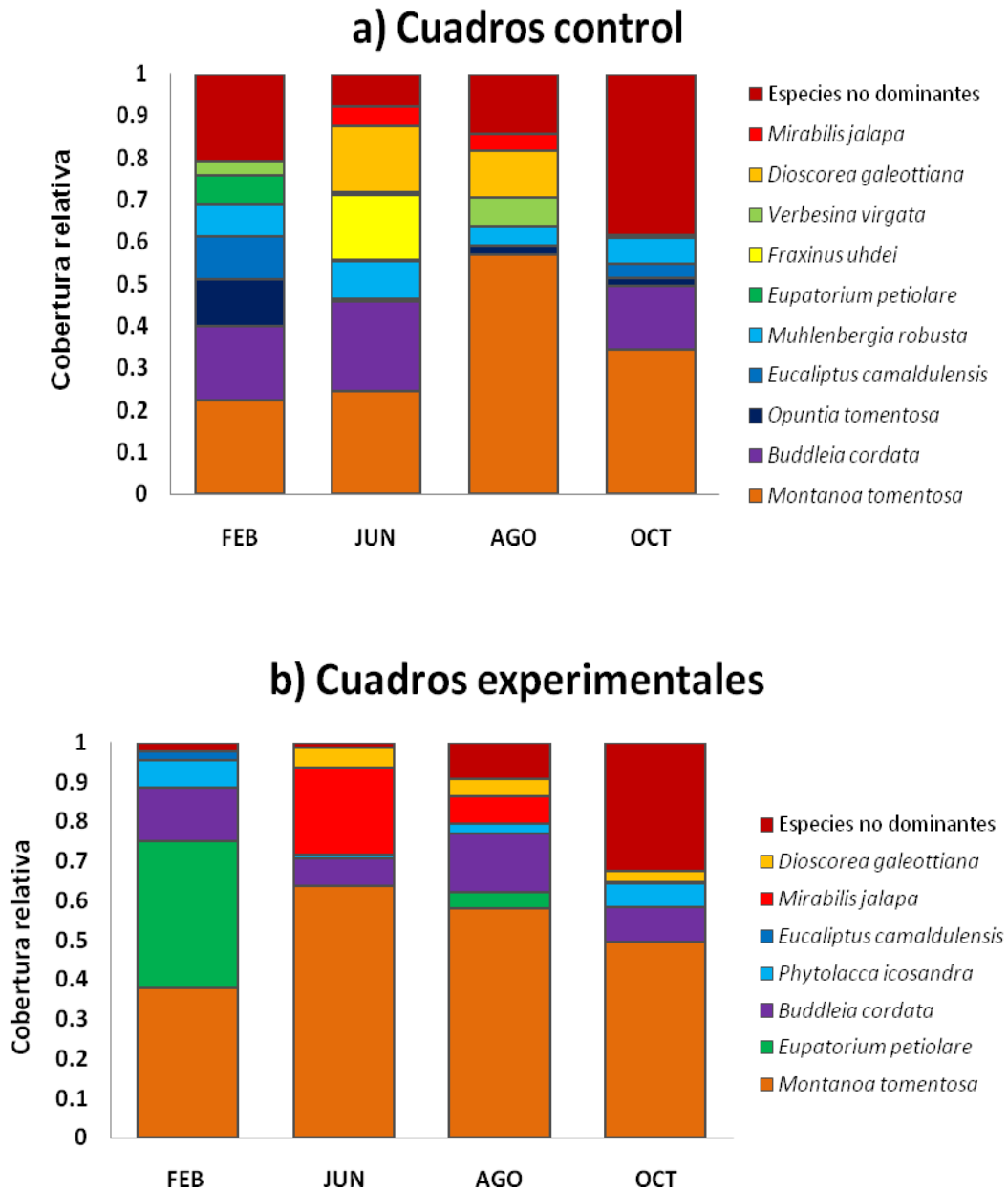
#### 5.4. Efecto de la remoción de plantas arvenses y exóticas sobre la estructura vegetal

En los cuadros control (sin extracción de arvenses y exóticas) *M. tomentosa* aumentó su cobertura de 22.4% en febrero a 57.0% en agosto (Fig. 5.7). Por otro lado, *B. cordata* mantuvo un porcentaje de cobertura relativa de alrededor del 20% entre febrero y junio, pero en agosto ya no se registró. Otra especie cuya cobertura relativa aumentó fue *Dioscorea galeottiana* con 16.0% en junio y 11.2% en agosto. Las especies no dominantes, por su parte, registraron una cobertura que varió de 7.6 a 38.4% (Fig. 5.7). En los cuadros experimentales (sujetos a extracción de arvenses y exóticas) se observó una clara dominancia de *M.*

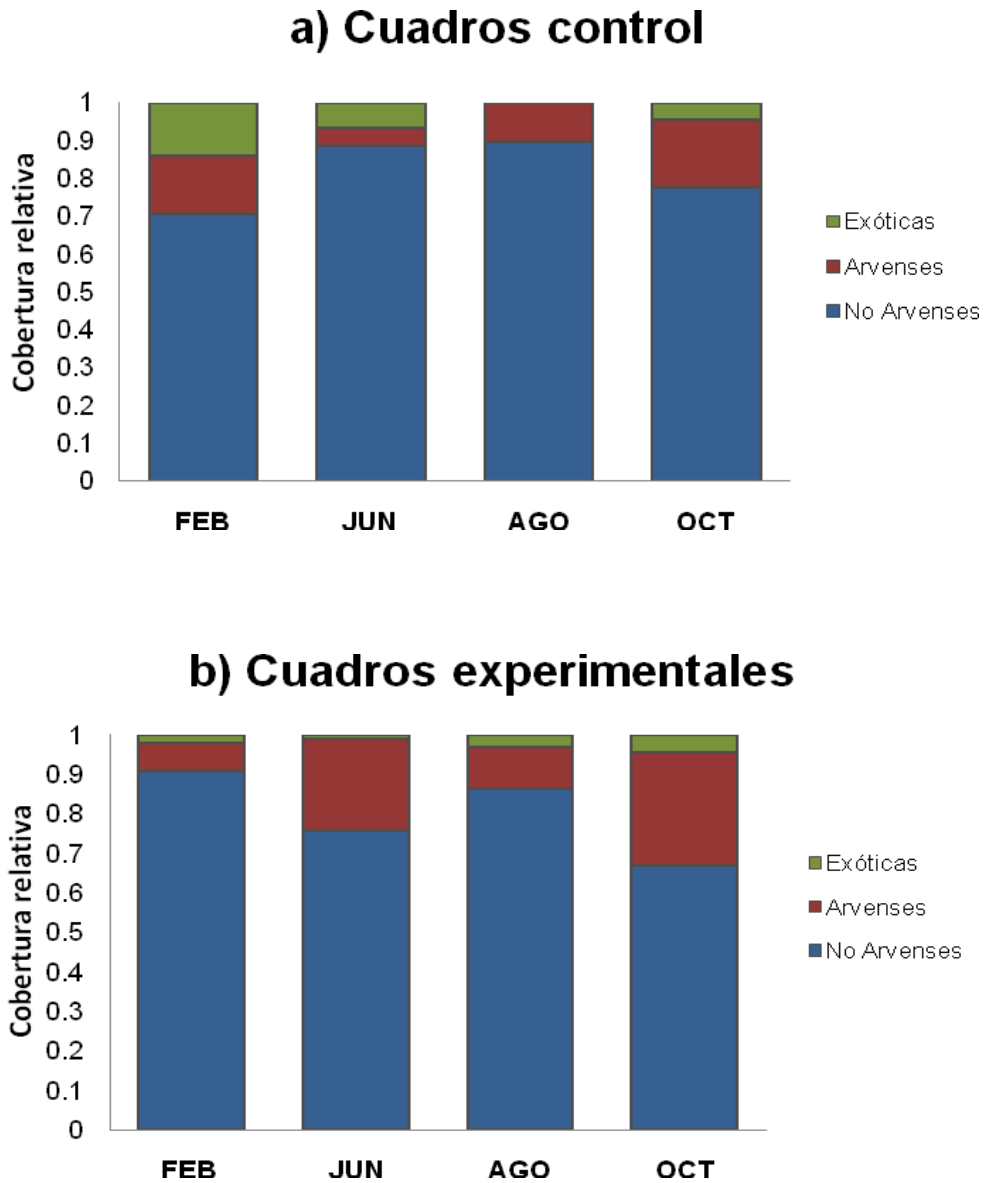
*tomentosa*, con una variación de 37.1 a 63.8% de cobertura relativa. *Eupatorium petiolare* presentó 37.1% de cobertura relativa en febrero que se redujo en junio (a 0%) y agosto (4.2%). *Buddleia cordata*, por su parte, mantuvo una cobertura que varió de 6.8 a 14.8% y *M. jalapa* registró 22.1% de cobertura en junio que se redujo en agosto a 6.9%. Las especies no dominantes presentaron una cobertura relativa de 1.2% en febrero que fue aumentando a 32.4% en octubre (Fig. 5.7).

En los cuadros control se observó una mayor cobertura relativa de plantas no arvenses que varió de 70.7 a 89.8%, en tanto que las plantas exóticas registraron de 0 a 13.8%, y las arvenses entre 4.6 a 17.7.5% (Fig. 5.8). En los cuadros experimentales, por su parte, se encontró que las plantas no arvenses tuvieron 66.8 a 90.8% de cobertura relativa, las exóticas de 0.9 a 4.3% y las arvenses entre 7.0 y 28.8%. Comparando los cuadros de distinto tratamiento no se observan diferencias evidentes (Fig. 5.8).

En cuanto al número de especies encontradas en los cuadros control se encontraron 38 especies de las cuales 25 son no arvenses, 10 arvenses y tres exóticas (Tabla 5.4), para el caso de los cuadros experimentales se encontraron 22 especies, 11 no arvenses, ocho arvenses y tres exóticas (Tabla 5.5).



**Figura 5.7.** Cambio de la estructura de la comunidad vegetal en términos de cobertura relativa en cuadros control (sin extracción de arvenses y exóticas) y en los cuadros experimentales (con extracción de arvenses y exóticas entre 2006 y 2008) de la zona de amortiguamiento A8 de la REPSA. Datos agrupados de cuatro cuadros de 4 × 4 m durante 2008.



**Figura 5.8.** Cambio en la cobertura relativa de tres tipos de plantas en cuadros control (sin extracción de arvenses y exóticas) y en los cuadros experimentales (con extracción de arvenses y exóticas entre 2006 y 2008) de la zona de amortiguamiento A8 de la REPSA. Datos agrupados de cuatro cuadros de 4 × 4 m durante 2008.



**Tabla 5.4.** Lista de especies registradas en los cuadros control (no sujetos a extracción de plantas exóticas y malezas) del área A8 de la REPSA. Datos promedio de 2008. Las especies están ordenadas alfabéticamente dentro de cada categoría de plantas: NA, no arvense; E, exótica; A, arvense.

Especie	Tipo de planta	Familia	Cobertura relativa promedio (%)
<i>Baccharis sordescens</i> DC.	NA	Asteraceae	0.6
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schtdl.	NA	Rubiaceae	0.2
<i>Buddleia cordata</i> Kunth.	NA	Loganiaceae	13.7
<i>Cissus sicyoides</i> L.	NA	Vitaceae	3.6
<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. et Schult.) W.R.Anderson	NA	Rubiaceae	0.1
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	NA	Asteraceae	0.5
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	NA	Dioscoreaceae	6.2
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	NA	Sapindaceae	0.4
<i>Echevería gibbiflora</i> DC.	NA	Crassulaceae	0.7
<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.) Link.	NA	Poaceae	0.1
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	NA	Asteraceae	1.4
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	NA	Oleaceae	3.3
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.)_Roth.	NA	Convolvulaceae	0.2
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) Mc Vaugh.	NA	Agavaceae	0.1
<i>Habranthus concolor</i> Lindl.	NA	Amaryllidacea	0
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	NA	Asteraceae	35.5
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E._Fourn.) Hitchc.	NA	Poaceae	6.9
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	NA	Cactaceae	3.4
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	NA	Plumbaginaceae	0.8
<i>Tripogandra purpurascens</i> (S.Schauer) Handlos	NA	Commelinaceae	0.3
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	NA	Asteraceae	2.4
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	NA	Asteraceae	0.2

**Tabla 5.4.** (Continúa).

<b>Especie</b>	<b>Tipo de planta</b>	<b>Familia</b>	<b>Cobertura relativa promedio (%)</b>
<i>Ipomoea cristulata</i> Hall.	NA	Convolvulaceae	0.1
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	NA	Asteraceae	1.6
<i>Zinnia peruviana</i> L.	NA	Amaryllidaceae	0.2
<i>Eucaliptus camaldulensis</i> Dehnh.	E	Myrtaceae	3.3
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	E	Poaceae	1.8
<i>Schinus molle</i> L.	E	Anacardiaceae	0.7
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	A	Asteraceae	0.2
<i>Bidens bigelovii</i> (A. Gray)	A	Asteraceae	0.3
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	A	Acanthaceae	4.4
<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.) Link	A	Poaceae	0.2
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	A	Asteraceae	2.7
<i>Geranium semanii</i> Peyr.	A	Geraniaceae	1.3
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	A	Nyctaginaceae	1.9
<i>Pennisetum villosum</i>	A	Poaceae	0.2
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	A	Phytolaccaceae	0.3
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	A	Commelinaceae	0.4

**Tabla 5.5.** Lista de especies registradas en los cuadros experimentales (sujetos a extracción de plantas exóticas y malezas) del área A8 de la REPSA. Datos promedio de 2008. Las especies están ordenadas alfabéticamente dentro de cada categoría de plantas: NA, no arvense; E, exótica; A, arvense.

<b>Especie</b>	<b>Tipo de planta</b>	<b>Familia</b>	<b>Cobertura relativa promedio (%)</b>
<i>Buddleia cordata</i> Kunth.	NA	Loganiaceae	11.1
<i>Cissus sicyoides</i> L.	NA	Vitaceae	0.8
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	NA	Asteraceae	1.1
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	NA	Dioscoreaceae	3.1
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	NA	Asteraceae	8
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	NA	Asteraceae	52.3
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	NA	Cactaceae	0.2
<i>Phlebodium areolatum</i> (Humb. et Bonpl. ex Willd.) J. Sm.	NA	Polypodiaceae	0.2
<i>Pittocaulon</i> (=Senecio) <i>praecox</i> Cav. Rob. & Brettell.	NA	Asteraceae	0.4
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	NA	Plumbaginaceae	0.4
<i>Tripogandra purpurascens</i> (S.Schauer) Handlos	NA	Commelinaceae	1
<i>Eucaliptus camaldulensis</i> Dehnh.	E	Myrtaceae	0.4
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	E	Poaceae	0.8
<i>Schinus molle</i> L.	E	Anacardiaceae	1.8
<i>Bidens bigelovii</i> (A. Gray)	A	Asteraceae	0.5
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	A	Acanthaceae	5.9
<i>Cyclanthera tamnoides</i> (Willd.) Cogn.	A	Cucurbitaceae	0.7

**Tabla 5.5.** (Continúa).

Espece	Tipo de planta	Familia	Cobertura relativa promedio (%)
<i>Geranium semanii</i> Peyr.	A	Geraniaceae	0.2
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	A	Nyctaginaceae	5.9
<i>Pennisetum villosum</i>	A	Poaceae	1
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	A	Phytolaccaceae	4.3
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber ex Wiggers.	A	Cichorioideae	0.2

El dendrograma del análisis de componentes principales clasificó a los cuadros control C1 y C2 en un grupo; a los cuadros experimentales E2, E3 y E4, así como el cuadro control C3 en otro; y formando un tercer grupo se encuentran los cuadros control C4 y experimental E1 (Fig. 5.9), aunque la gráfica muestra a los cuadros C4 y E1 bastante separados (Fig. 5.10). El componente principal (CP) 1 explicó el 54.8% de la varianza, en tanto que el CP2 explicó el 17.7%. El CP1 sólo está correlacionado significativa y negativamente con la cobertura de *M. tomentosa* ( $r = -0.9$ , g.l. = 6,  $P < 0.01$ ); por su parte, el CP2 no se correlacionó significativamente con la cobertura de ninguna planta; la especie que registró el mayor valor de correlación con este CP fue *B. cordata* ( $r = -0.6$ , g.l. = 6,  $P > 0.05$ ).

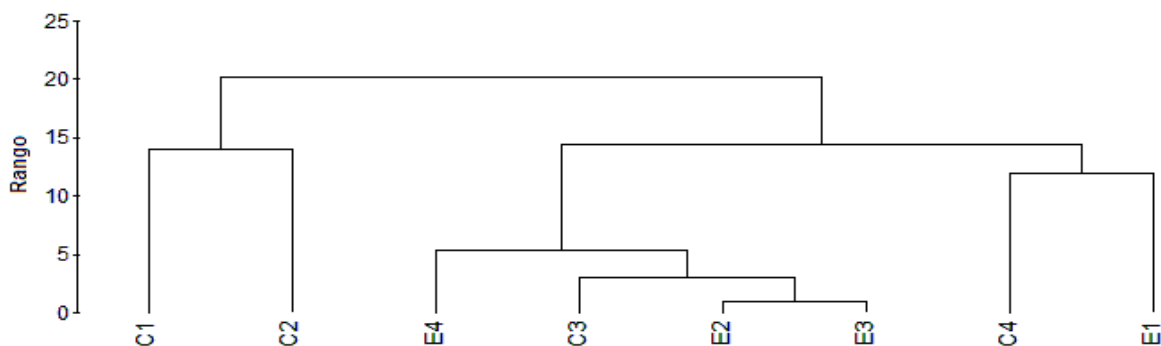
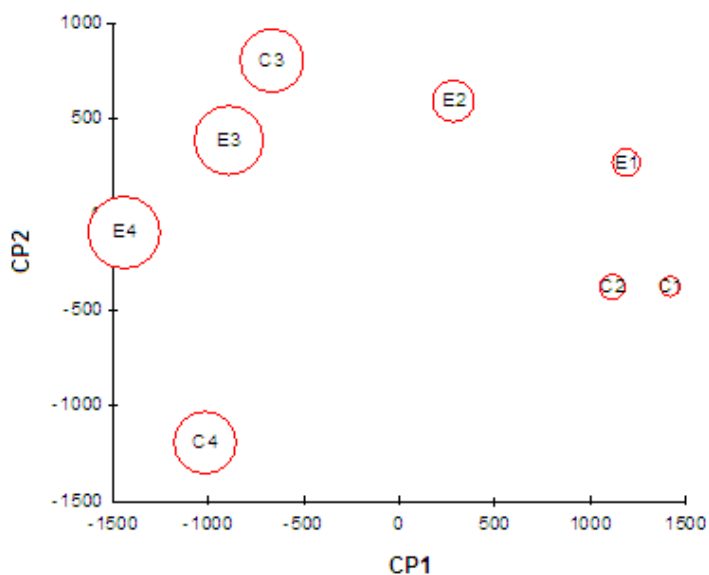


Figura 5.9. Dendrograma resultante del análisis de componentes principales que clasifica las comunidades vegetales de cuatro cuadros control (C) y los cuatro experimentales (E) que fueron sujetos a extracción de plantas exóticas y malezas en la zona noreste del área de amortiguamiento A8 de la REPSA.



5.10. Gráfica resultante del análisis de componentes principales que ordena los cuatro cuadros control (C) y los cuatro experimentales (E) que fueron sujetos a extracción de plantas exóticas y malezas en la zona noreste del área de amortiguamiento A8 de la REPSA, el círculo rojo indica el gradiente de cobertura de la especie *M. tomentosa*, cuya cobertura demostró ser la especie que influye en mayor grado en la formación de los componentes.

## VI. DISCUSIÓN

### 6.1. La comunidad vegetal

La recuperación apropiada de la comunidad vegetal es una condición obligatoria en cualquier ecosistema degradado bajo restauración, ya que representa a los productores primarios y es a partir de ellos que se dan las relaciones tróficas (Power *et al.*, 1992) y la restauración de las comunidades animales (Davy, 2002).

Las acciones de restauración han permitido reducir la dominancia de *E. camaldulensis*; en contraste, *P. clandestinum* no ha podido ser controlado, pues su cobertura relativa se ha mantenido constante (en alrededor de 19%) a lo largo de los muestreos, lo que plantea la necesidad de implementar nuevas estrategias efectivas para su control. Pese a lo anterior y a la marcada dominancia de especies como *M. tomentosa*, cuya cobertura se ha mantenido constante a lo largo de tres años, se ha observado un aumento en el número de especies y cobertura de las especies no dominantes, la cual se ha incrementado de 14.5 a 30.0% (Fig. 5.1a).

Para el caso de dos especies ampliamente distribuidas en el sitio como *M. tomentosa* se explica a la tolerancia observada en presencia de eucaliptos (Z. Cano-Santana, obs. pers.); asimismo, esta especie es conocida por colonizar sitios perturbados de las orillas de parcelas y caminos (CONABIO, 2009). *Pennisetum clandestinum* por otro lado es una especie ruderal, que domina el sitio por la presencia de las masas de hojas aéreas y estolones subterráneos, cuyo desarrollo

es favorecido por la presencia de un suelo bien consolidado y con altos niveles de humedad (Watt, 1982).

Un componente importante de los cambios estacionales en la estructura de la comunidad vegetal es la marcada estacionalidad climática de la REPSA, en donde el mayor número de especies se pueden encontrar en los meses de junio a octubre, época que coincide con las lluvias y la prevalencia de temperaturas relativamente elevadas, en contraste con el periodo comprendido entre diciembre y febrero, en los que se registra fríos y sequía (Rojo, 1994).

Por otro lado, al comparar el número de especies nuevas registradas en A8 desde el inicio de la restauración encontramos que en 2005 se registraron 43 especies, de las cuales 28 eran no arvenses, siete arvenses y ocho exóticas (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009), mientras que en el monitoreo de 2008 se detectó un aumento en el número de especies a 68, de las cuales 40 eran especies nativas no arvenses, 21 eran arvenses y siete eran exóticas. Asimismo, el índice de similitud de Sørensen encontrado en este estudio (0.61) fue mayor al reportado por Antonio-Garcés *et al.* (2009) registrado entre 2005 y 2007 (0.46). Ambos datos demuestran que hubo una notable mejoría de la estructura vegetal de la zona A8 sujeta a restauración. Este valor del índice de similitud se debe a que ambos sitios comparten 34 especies en común, de las cuales 25 fueron no arvenses, seis fueron arvenses y tres fueron exóticas (Apéndice 2). Estos datos sustentan un incremento en la riqueza de especies del sitio. Se sabe que un mayor número de especies mejora la resistencia del ecosistema, ya que existen especies redundantes con atributos funcionales similares dándole capacidad de responder al estrés ambiental y a los disturbios (Walker *et al.*, 1990;

Loreau *et al.*, 2001; Folke *et al.*, 2004). Sin embargo, dado que la recuperación no es completa, se sugiere mantener las jornadas de restauración, así como iniciar algún otro método efectivo de introducción de especies nativas, como es el voleo de semillas de plantas nativas.

De las 43 especies registradas en 2005 por Antonio-Garcés (2008) sólo 40 de éstas fueron registradas en 2008, de ellas 26 fueron no arvenses, ocho fueron arvenses y seis fueron exóticas (Apéndice 2). Las especies registradas por Antonio-Garcés (2008) que no se encontraron en este monitoreo fueron tres, todas no arvenses (*Asclepia linari*, *Datura stramonium*, *Salvia mexicana*). Por otro lado, la riqueza de especies registrada en 2008 es mucho mayor que la registrada al final de 2005, con 27 especies nuevas, de éstas 14 fueron arvenses. Este incremento que puede ser atribuido a las acciones de restauración realizadas en el sitio. Las plantas arvenses tienen características funcionales muy particulares que les permiten establecerse fácil y rápidamente en un ecosistema perturbado, por lo que es importante conocer las características biológicas de las especies arvenses instaladas, ya que algunas pueden amenazar la presencia de especies no arvenses de etapas sucesionales tardías (Baker, 1974). Blumenthal *et al.* (2003) sostienen que el control de plantas arvenses y exóticas es de gran importancia en la restauración, ya que esta acción permite aumentar la diversidad y la edad sucesional de una comunidad. De este modo, el control de las especies arvenses en la zona A8 sujeta a restauración podría ser benéfico para el éxito de especies nativas colonizadoras o introducidas, aunque no lo demuestren los datos ofrecidos por los cuadros experimentales (Figs. 5.7 y 5.8), los cuales muestran que la heterogeneidad tan alta del sitio de estudio impide ver claramente mediante



experimentación los resultados de la extracción de plantas exóticas y arvenses, a menos de que se incremente el tamaño de muestra.

El principal motivo de tomar acciones de restauración en la zona A8 fue: (1) conocer formas efectivas de recuperación de ecosistemas en pedregales, así como (2) generar el interés y conciencia en la comunidad estudiantil ante aspectos ecológicos y de conservación. Este último aspecto es de suma importancia en los trabajos de restauración, ya que la participación voluntaria de los interesados reduce los costos y el tiempo de recuperación y cumple con una importante función educativa. No obstante, las acciones de restauración en este sitio requieren esfuerzos mayores debido a que es de fácil acceso a las personas, por lo que se encuentra sujeto a un constante disturbio que mengua el éxito de las labores llevadas a cabo.

## **6.2. Las poblaciones de artrópodos**

A lo largo de un proceso de restauración y al final de éste existe la necesidad de saber si el sitio ha sido llevado en la dirección deseada y si presenta la mayoría de los elementos del ecosistema: estructura, diversidad, función y dinámica. Es por esto que después de la recuperación de la comunidad vegetal, es de esperarse el establecimiento de animales herbívoros y depredadores. En particular, los invertebrados juegan un papel importante en los ecosistemas como herbívoros, polinizadores, dispersores, detritívoros, mutualistas, depredadores y parásitos, así como presas de reptiles, aves y mamíferos, y registran una gran diversidad y abundancia, se encuentran en una gran variedad de microhábitats y pueden ser utilizados como indicadores en la estructura y función de los ecosistemas (Majer,

1997; Williams, 1997; Majer *et al.*, 2002; Longcor, 2003). La evaluación de los artrópodos en los proyectos de restauración tiene muchas ventajas, ya que en la mayoría de éstos presentan tiempos cortos de vida, con generaciones anuales, ideales para realizar seguimientos en los sitios a trabajar, su tamaño pequeño permite un monitoreo eficiente con variaciones sutiles, pero de gran importancia, puesto que nos permite observar fluctuaciones drásticas en las poblaciones, proporcionando información temprana de los cambios en la calidad del hábitat o en los procesos ecosistémicos (Majer, 1997; Williams, 1997; Willett, 2001; Longcore, 2003). Debido a esto y a su relativa facilidad de colecta y preservación suelen ser utilizados como indicadores del éxito de la restauración (Majer *et al.*, 2002).

En este trabajo se determinó la abundancia poblacional de dos artrópodos: el chapulín *S. purpurascens* y la araña *N. oaxacensis*. La selección de dichos artrópodos en este trabajo se debió a la gran densidad que registran ambas especies en el ecosistema de la REPSA. Se sabe, por ejemplo, que los ortópteros son componentes importantes en los ciclos energéticos de los ecosistemas (Marini *et al.*, 2008), así como que las arañas son útiles para demostrar la recuperación de un sitio en diferentes etapas sucesionales y en la evaluación de la heterogeneidad del hábitat (Uetz, 1990; Willett, 2001).

Se encontró que las densidades de estas especies fueron más altas en el área A8 sujeta a restauración que en la ZCR, lo que revela que ambas especies pueden ser indicadoras de disturbio. En la zona A8 se presenta un pronunciado efecto de borde, así como una prevalencia de condiciones abiertas y con altos niveles de disturbio con presencia de materiales de origen humano (cascajo y

basura inorgánica), que favorecen el desarrollo de vegetación herbácea dominada por el pasto *P. clandestinum*. (Castellanos-Vargas, 2001) encontró que en los sitios dominados por *P. clandestinum* los huevos de *S. purpurascens* presentan mayor tamaño comparados con los sitios encontrados en el interior de la REPSA (esto es, sitios conservados de vegetación natural), debido en gran medida a que esta especie de pasto es muy abundante y rico en nutrientes, por lo que comúnmente es usado como pastura de ganado por su valor nutrimental (Fukerson *et al.*, 1998; Garcés *et al.*, 2006). Gracias a esta fuente de alimento, las arañas también se benefician, ya que aumenta el número de chapulines y su tamaño, lo que a su vez genera un incremento en la abundancia de las poblaciones de esta especie de araña (Martínez-Jasso, 2002). Asimismo, la reducida abundancia de estos artrópodos en la ZCR en comparación con la A8 sujeta a restauración sea debido a las diferentes condiciones microclimáticas presentes en ambos sitios, pues *S. purpurascens* requiere temperaturas cálidas para su desarrollo y registran mayor actividad en condiciones de calor (Guzmán, 1999). Con base en esto, podríamos afirmar que en la zona A8 la exposición y las temperaturas del sitio son mucho más altas que en la ZCR, que es un sitio más cerrado y con mayor cobertura arbórea. Sería deseable hacer la medición de las diferencias de humedad y temperatura ambiental entre sitios, así como un estudio experimental sobre el efecto de las condiciones microclimáticas sobre el desempeño de chapulines y arañas.

Los ambientes que han estado sujetos a perturbación y que entran en un proceso de recuperación y sucesión secundaria pueden permitir el establecimiento y colonización de especies generalistas y especialistas; sin embargo, si dicho

ambiente presenta condiciones y recursos extremadamente variables o severos, las especies generalistas se ven favorecidas ya sea por su elasticidad o por su rápida recolonización ante las presiones del hábitat (Marvier *et al.*, 2004; Begon *et al.*, 2006). Esto es posible observarlo en la abundancia de *S. purpurascens* y *N. oaxacensis* en A8, dos especies generalistas (Cano-Santana y Oyama, 1992), en las que se observan adaptaciones a condiciones de disturbio (Ramírez, 2005). Se sabe que las especies especialistas están adaptadas a ecosistemas homogéneos y micrositios que experimentan cambios pequeños, en contraste con especies generalistas que están adaptadas a hábitats heterogéneos (Kasse, 2001; Begon *et al.*, 2006; Devictor *et al.*, 2008), lo cual parece ser el caso de los artrópodos estudiados. Begon *et al.* (2006) hacen referencia a este fenómeno en la restauración a lo largo de la línea de marea en Long Island, en Connecticut, EE.UU., donde primero dominaron animales generalistas, como el caracol *Melampus bidentatus* y después por aves especialistas, tales como *Cistothorus palustris*, *Egretta thula* y *Actitis macularia*. Ante este hecho, podemos sugerir que en todo proceso de restauración la presencia de especies generalistas es un factor preponderante en las etapas iniciales y la presencia de especies especialistas indicarían una mayor recuperación de la riqueza de especies tanto vegetales como animales.

Longcore (2003) discute que existe una marcada relación entre la vegetación y las comunidades de artrópodos, pues la estructura de las comunidades de artrópodos en los sitios restaurados puede estar influida por las condiciones creadas por la comunidad de plantas. Él encontró que la presencia de un mayor número de plantas nativas, con una mayor altura y complejidad, está

relacionada de forma importante con el número de especies de artrópodos asociados a éstas. Esto es trascendental debido a que en un plan de restauración es importante recobrar la cobertura vegetal nativa y, posteriormente, evaluar su estado iniciando monitoreos poblacionales de artrópodos. En este estudio se observaron especies pertenecientes a distintos grupos funcionales. Williams (1997) discute la importancia de tomar en cuenta a los artrópodos insertados en distintos grupos funcionales del ecosistema. La presencia de cada uno de los grupos funcionales (polinizadores, herbívoros, depredadores, parásitos o detritívoros) son muy útiles en para determinar el éxito o fracaso de una restauración. Sugerimos que en futuros trabajos que incluyan un análisis de distintos gremios de artrópodos para poder observar de una manera más integral el estado del ecosistema. Otro aspecto importante es el conocimiento de especies de artrópodos exóticos, los cuales pueden influir en la estructura y composición de la comunidad vegetal, así como en las comunidades de vertebrados (Willett, 2001).

Lamentablemente, no se tienen registros de abundancia para estas dos especies de artrópodos antes de las acciones de restauración; sin embargo, se tienen observaciones cualitativas iniciales que sugieren que las densidades de chapulines eran bajas por el sombreado impuesto por los árboles de eucalipto que después fueron removidos (Z. Cano-Santana, com. pers.).

### **6.3. Colonización en el sustrato basáltico recuperado**

Un aspecto importante en el establecimiento de especies y la sucesión de un sitio es el sustrato, en nuestro caso el sustrato basáltico original. El suelo es un factor

crítico en el control del desarrollo y estabilidad de un ecosistema. En todos los ecosistemas del mundo, existe una interrelación entre la vegetación y el suelo, por lo que el suelo determina la distribución y la velocidad de sucesión de las especies (Bradshaw, 1997). En el ecosistema de pedregal dicho factor tiene efectos limitantes, debido a su escasez e influye en la vegetación directa o indirectamente. En principio, las capas delgadas de suelo no permiten el establecimiento de especies leñosas de talla elevada, por otro lado los nutrientes necesarios para el establecimiento y desarrollo de las plantas son limitados, y la humedad y el nivel de infiltración del suelo pueden tener repercusiones preponderantes en el establecimiento de la vegetación (Rzedowski, 1954; Bradshaw, 1997). En este contexto, los cambios sucesionales en las comunidades suelen ser las siguientes (Odum, 2006): 1) las especies se incorporan a la sucesión en función de la disponibilidad de recursos, 2) la presencia temporal de las especies está determinada por su longevidad y características poblacionales, 3) los procesos sucesionales son el resultado entre otras cosas de los atributos de la historia de vida de los organismos. En etapas tempranas de la sucesión en ambientes terrestres es evidente una estructura trófica sencilla, con pocas especies involucradas, además con poca cantidad de materia orgánica y suelo, así como gran disponibilidad de luz (Cano-Santana y Meave, 1996). En este contexto, y con base en los resultados, se encontró que las especies con la capacidad de colonizar sustrato basáltico son principalmente plantas terofitas anuales, (entre las cuales se registraron 18 especies, de las cuales más representativas fueron: *D. peduncularis*, *G. chartaceum*, *C. coronopifolia* y *J. procumbens*), con ciclos de vida cortos, presentes en su mayoría en la temporada de lluvias, y dispersadas por

viento (anemócoras) (ver Tabla 7.1). Asimismo, se observaron especies con valores altos de cobertura relativa, consideradas nativas, como *B. cordata*. Esta especie tuvo un aumento continuo de su cobertura relativa a lo largo del monitoreo. Se sabe que las que las semillas de esta especie son fácilmente dispersadas por el viento, lo que explica su llegada al sitio, presentan latencia innata ante condiciones de poca humedad, y germinan rápidamente en condiciones de poco suelo y disponibilidad de agua (Vázquez-Yanes y Orozco-Segovia, 1990; Mendoza-Hernández, 2002; Mendoza-Hernández *et al.*, 2010). Se podría afirmar, ante este panorama, que los procesos de ensamblaje de esta comunidad presentan rasgos funcionales similares en respuesta al ambiente, característicos de sitios perturbados ya que las especies que lograron sobrevivir en condiciones de poco suelo y sombra están adaptadas a estas condiciones (Hobbs *et al.*, 2006).

En el sitio “Dinosaurio” las especies colonizadoras que presentaron mayores posibilidades de arribo fueron las que tenían propágulos dispersados por viento, cuyas 19 especies representan el 48.7%, entre las que destacan plantas de las familias Asteraceae y Poaceae (Tabla 7.1). Asimismo, se registran 10 especies de plantas dispersadas por animales que representan el 25.6 % en este sitio, entre las cuales destacan *Bidens* spp., *Opuntia* y *Phytolacca*. Por último, se registran 10 especies (el 25.6%) con dispersión mecánica, como *Mirabilis jalapa* e *Ipomoea* spp. (ver Tabla 7.1). Se sugiere realizar estudios sobre la introducción y establecimiento de especies nativas de etapas sucesionales avanzadas por medio de semillas con la finalidad de saber cuáles de éstas pueden competir con las arvenses y logran establecerse en estos sitios de colonización.

**Tabla 6.1.** Lista de especies que colonizaron durante el primer año en la parcela “Dinosaurio” abierta a colonización por recuperación de sustrato basáltico en el área A8 de la REPSA. En donde se indica: a) forma de vida; Cr=criptofita, Te= terofita, He= hemicriptofita, Fa= fanerofita, Ca= cametifa, b) Ciclo de vida: A= anual, P= perenne (ambos, según Castillo- Argüero *et al.*, 2009) y c) síndromes de dispersión (según César-García, 2002 y Castillo-Argüero *et al.*, 2002).

Especie	Tipo de planta	Familia	Forma de vida	Ciclo de vida	Síndrome de dispersión
<i>Bouteloua repens</i> (Kunth) Scribn.	NA	Poaceae	He <sup>1</sup>	P	Anemocoria
<i>Bromus carinatus</i> Hook.& Arn.	NA	Poaceae	Cr <sup>2</sup>	P	Anemocoria
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	NA	Loganiaceae	Fa <sup>3</sup>	P	Anemocoria
<i>Cissus sicyoides</i> L.	NA	Vitaceae	Ca <sup>4</sup>	P	Zoocoria
<i>Cyperus esculentus</i> L.	NA	Cyperaceae	Cr	P	Anemocoria *
<i>Desmodium neo-mexicanum</i> A. Gray	NA	Fabaceae	Te <sup>5</sup>	P	Zoocoria
<i>Dioscorea galeottiana</i> Martens.	NA	Dioscoreaceae	Cr	P	Anemocoria
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	NA	Asteraceae	Fa	P	Anemocoria
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	NA	Asteraceae	Te	A	Anemocoria
<i>Ipomoea cristulata</i> Hall.	NA	Convolvulaceae	Te	A	Dispersión mecánica
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.)Roth.	NA	Convolvulaceae	Te	A	Dispersión mecánica
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.)J.L. Gentry.	NA	Solanaceae	Te	P	Zoocoria
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	NA	Asteraceae	Fa	P	Anemocoria
<i>Oenothera purpusii</i> Munz.	NA	Onagraceae	He	P	Anemocoria
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	NA	Cactaceae	Fa	P	Zoocoria
<i>Oxalis divergens</i> Benth. ex Lindl.	NA	Oxalidaceae	Cr	P	Dispersión mecánica
<i>Paspalum tenellum</i> Willd.	NA	Poaceae	He	P	Zoocoria
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	NA	Plumbaginaceae	Ca	P	Zoocoria
<i>Tripogandra purpurascens</i> (Schauer) Handlos	NA	Commelinaceae	Te	A	Dispersión mecánica
<i>Diditaria termata</i> (A. Rich.) Stapf	E	Poaceae	Te	P	Anemocoria
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	E	Myrtaceae	Fa	A	Dispersión mecánica



**Tabla 6.1.** (Continuación).

Especie	Tipo de planta	Familia	Forma de vida	Ciclo de vida	Síndrome de dispersión
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	E	Poaceae	He	P	Anemocoria
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	E	Asteraceae	Te	A	Anemocoria
<i>Achillea millefolium</i> L.	A	Asteraceae	He	P	Anemocoria
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	A	Amaranthaceae	Te	A	Dispersión mecánica *
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	A	Asteraceae	Te	A	Zoocoria
<i>Bidens odorata</i> Cav.	A	Asteraceae	Te	A	Zoocoria
<i>Chenopodium graveolens</i> Willd.	A	Chenopodiaceae	Te	A	Anemocoria *
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	A	Commelinaceae	He	P	Dispersión mecánica
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	A	Asteraceae	Te	A	Anemocoria
<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth.	A	Asteraceae	Te	A	Anemocoria
<i>Conyza sophilifolia</i> Kunth.	A	Asteraceae	Te	A	Anemocoria
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	A	Acanthaceae	Te	A	Zoocoria *
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	A	Asteraceae	Te	A	Anemocoria *
<i>Geranium semanii</i> Peyr.	A	Geraniaceae	He	P	Dispersión mecánica
<i>Medicago lupulina</i> L.	A	Fabaceae	Te	A	Dispersión mecánica *
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	A	Nyctaginaceae	He	P	Dispersión mecánica
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	A	Phytolaccaceae	Ca	P	Zoocoria
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber Ex Wiggers.	A	Asteraceae	Ca	P	Anemocoria

<sup>1</sup> Plantas cuya parte aérea muere anualmente y las yemas de perennación se ubican a nivel del suelo.

<sup>2</sup> Plantas cuyas estructuras persistentes quedan completamente protegidas bajo el nivel del suelo, poseen raíces tuberculosa, tubérculos, bulbos y rizomas.

<sup>3</sup> Plantas que tienen yemas de perennación localizadas a más de 25 cm sobre el suelo.

<sup>4</sup> Plantas cuyas yemas perennación por encima de la superficie del suelo, pero nunca arriba de 25 cm de altura.

<sup>5</sup> Plantas anuales.

En este trabajo se registraron 39 especies colonizadoras aparte de *B. cordata*. A *Phytolacca icosandra*, que registra 16% de cobertura relativa promedio, se le conoce como especie pionera y ruderal adaptada hábitats perturbados y su fácil expansión ha hecho que se le considere como maleza (Rzedowski y Rzedowski, 2000). La germinación de sus semillas se da con altas fluctuaciones de insolación, típica de los sitios abiertos (Bazzaz, 1980). *Conyza canadensis*, por su parte, es una especie colonizadora oportunista, germina a una profundidad de 1 cm, por lo que requiere poco suelo y es encontrada principalmente en tierras de cultivo abandonadas o en hábitats perturbados (Weaver, 2001).

En un estudio de colonización de especies en la zona arqueológica de Teotihuacán (Torres, 2002) se encontraron especies similares a este sitio, como *Conyza canadensis*, *C. coronopifolia*, *C. sophiifolia*, *M. tomentosa*, *B. cordata*, *T. officinale*, *P. pulchella*, *J. procumbens*, *A. hybridus*, *B. odorata* e *I. purpurea*, lo que confirma que estas especies tienen la facilidad biológica y morfológica para poder colonizar sitios carentes de suelo y humedad.

En un otro estudio realizado para determinar la sucesión vegetal en el volcán Parícutín, Giménez de Azcárate (1997) encuentra varios géneros y especies registrados en el sitio "Dinosaurio", como: *Eupatorium*, *Baccharis*, *Cyperus*, *Gnaphalium*, *Munlenbergia*, *Buddleia cordata* y *Bidens odorata*. Este autor asevera que a medida que las condiciones del medio y de desarrollo del sustrato son más favorables, las comunidades pioneras tienden a ser desplazadas por unas más complejas y de mayor biomasa correspondiendo a un sistema arbustivo.

Tsuyuzaki (2009), por otra parte, realizó un análisis de las plantas establecidas en los suelos volcánicos después de seis años de la erupción, en el

Monte St. Helens EE.UU. y en el Monte Usu, en Japón. Evaluó 27 características de 84 especies y encontró que las historias de vida, fenología y biología de sus semillas tienen características similares. Dentro de los grupos más destacados en la sucesión de volcanes están las hierbas perennes y las gramíneas cuya dispersión se da por viento, fortaleciendo lo encontrado en este trabajo. Este autor sostiene que la flora de un sitio está determinada por el clima y los factores históricos y biogeográficos, lo que a su vez determinará la colonización inicial en un sitio posterior a una erupción volcánica.

#### **6.4. Efecto de control de plantas arvenses y exóticas sobre la estructura vegetal**

Se encontraron muy pocas diferencias en los cuadros sujetos a extracción de malezas y exóticas y los cuadros control (Figs, 5.7 a 5.10; Tablas 5.4 y 5.5). En ambos se observa una clara dominancia de *M. tomentosa*. También se encontraron pocas diferencias en la cobertura relativa de especies no arvenses (entre 70 y 90%; Fig. 5.8). Es claro, entonces, que la alta heterogeneidad del sitio, así como la presencia de *M. tomentosa*, impide ver un efecto claro de las acciones de remoción de plantas exóticas y malezas en tan pocos cuadros experimentales. Como la especie de planta que tuvo un alto valor para la clasificación de los sitios fue *M. tomentosa*, quizás sea necesario reducir su cobertura mediante eliminación mecánica con la finalidad de incrementar la riqueza de especies en los sitios de muestreo, así como en toda el área sujeta a restauración.

## 6.5. Recomendaciones

Como se ha venido señalando con anterioridad, el sitio A8 aún se encuentra sujeto a una serie de disturbios constantes, ocasionados por varios elementos: (1) presencia de plantas exóticas, (2) depósito de desechos orgánicos e inorgánicos provenientes de las canchas de fútbol por el personal de jardinería, (3) la ausencia de vigilancia, y (4) ausencia de una conciencia ambiental efectiva de los visitantes a Ciudad Universitaria. Por ello, es necesaria la implementación de actividades que aseguren a largo plazo la recuperación de este sitio. Se recomienda reducir al máximo la fuente de disturbio, ya que la restauración del sitio no será completada hasta que ésta no se logre eliminar, por lo que se propone restringir el paso con mallas o muros que limiten el paso de personas no autorizadas y que a su vez permita el tránsito de organismos como animales, insectos y semillas, entre otros. No hacerlo significaría detener drásticamente los avances realizados con las acciones de restauración. También se propone la creación de talleres, pláticas y cursos a la comunidad universitaria (visitantes, estudiantes, personal de vigilancia y jardineros) sobre educación ambiental y de la importancia de la conservación de la REPSA con el fin de dar a conocer los problemas que presenta, así como invitarlos a participar en las jornadas de restauración.

La remoción de especies exóticas y arvenses ha generado cambios positivos en la composición vegetal a tres años de acciones de restauración. Sin embargo, se sugiere mantenerse el control de *P. clandestinum* y *E. camaldulensis* y determinar cuáles de las especies exóticas y arvenses son amigables con el ambiente, como puede ser el caso de *Phytolacca icosandra* y *Schinus molle*,

especies que juegan un papel muy importante en las cadenas tróficas de este ecosistema, al funcionar como alimento de roedores y aves silvestres, respectivamente (Z. Cano-Santana y A. Orozco-Segovia, coms. pers.).

Es importante mencionar que la presencia de *Ricinus communis* en una zona medianamente conservada del sitio constituye un problema de interés. Se ha observado que presenta un banco de semillas muy rico y logra formar manchones de vegetación de gran tamaño (50-200 m<sup>2</sup>). Z. Cano Santana (com. pers.) asevera que esta especie es poco competidora en los sitios donde se presenta, ya que no logra mantener altas densidades a largo plazo. Por esto, se recomienda tomar medidas de control con esta especie de rápido crecimiento en tanto se hacen estudios sobre su papel como especie competidora de las plantas nativas.

La roca madre es un elemento de suma importancia en los ecosistemas de pedregal, por lo que aumentar la extensión de ésta en la zona A8 sujeta a restauración es primordial para asegurar la llegada y establecimiento de especies nativas. Por la dificultad que representa el sitio de estudio, al ser una hondonada, proponemos la extracción de tierra por medio de maquinaria especializada, aunque esto pueda representar un costo considerable.

El voleo de semillas es una técnica altamente recomendada en los sitios de roca volcánica recuperados, ya que implica menor esfuerzo, costos mínimos y posiblemente una combinación de semillas de especies deseables y adaptadas aceleren la regeneración y acrecienten la probabilidad de establecimiento. Por otro lado, será necesario estudiar los patrones reproductivos de las especies colonizadoras, las establecidas y las que serán introducidas en la zona.

## VII. CONCLUSIONES

En este trabajo se logró monitorear el estado de la comunidad vegetal de un área sujeta a tres años de restauración ecológica, lo que nos permitió observar el avance del sitio con respecto a la primera fase, los resultados encontrados ha sido positivos en cuanto al aumento de la riqueza de especies y control de especies exóticas. Éstos nos ofrecen información importante sobre los aciertos y errores de trabajo, así como la posibilidad de plantear alternativas en el manejo en el sitio.

A partir de las jornadas de restauración se captó la atención de una nueva generación de estudiantes, con respecto a la complejidad de participar en una restauración y generar en ellos conciencia, respeto y compromiso en la problemática ambiental.

Con el monitoreo de colonización inicial por plantas de un sitio recuperado de roca basáltica, se encontró información relevante sobre la historia biológica de sucesión inicial en el Pedregal de San Ángel, permitiéndonos saber qué especies arriban primero a estos sitios y cuáles son las características adaptativas que les permiten establecerse.

El estudio de las abundancias poblacionales del chapulín *S. purpurascens* y la araña *N. oaxacensis* nos permitió conocer su papel como especies indicadoras de disturbio en el Pedregal de San Ángel.

En cuanto al control de especies exóticas y arvenses, se aprendió que la extracción de éstas es importante para el establecimiento de especies nuevas. También nos enseñó a poner más atención en la selección de los sitios

experimentales y control, ya que éstos deben ser homogéneos, de tal manera que nos permitan observar los cambios al aplicar un tratamiento.

Trabajos como éste son de suma importancia en la aplicación de métodos adecuados de restauración ecológica. Un objetivo particular de este trabajo fue generar conocimientos sobre el funcionamiento del ecosistema de Pedregal así como proponer aspectos fundamentales de su restauración; sin embargo, aún existe mucho por hacer en la zona de amortiguamiento A8, así como en otras áreas perturbadas del Pedregal de San Ángel. Existen temas que no han sido investigados, como la competencia intra e interespecífica, la dispersión, la polinización y el análisis de los microorganismos asociados a la comunidad vegetal, los cuales nos permitirían comprender el funcionamiento ecológico de las comunidades que consiguen establecerse en los sitios recuperados.

En México la restauración ecológica constituye una de las herramientas importantes para detener la acelerada pérdida de la riqueza natural del país. Los proyectos de restauración ecológica contribuyen a mitigar los daños causados a dichos ecosistemas, recuperando ciertas condiciones originales y con ello los servicios ambientales que demanda la sociedad. Es por esto que este tipo de experiencias son de suma importancia para generar información relevante en la aplicación de técnicas y métodos exitosos para la recuperación y conservación de los ecosistemas mexicanos.

Ante el panorama actual en cuanto a la pérdida de los ecosistemas y los problemas que ésta genera para el desarrollo social y económico, la restauración ecológica se proyecta como una actividad de gran importancia para mejorar las condiciones de vida de los seres humanos en este siglo XXI.

## LITERATURA CITADA

- Allison, X. K. 2007. You can't choose: embracing the role not choice in ecological restoration. *Restoration Ecology* **15**: 601-605.
- Antonio-Garcés, J. I. 2008. Restauración ecológica de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J. I., M. Peña, Z. Cano-Santana, A. Orozco-Segovia y M. Villeda. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 465-481.
- August, P., L. Iverson y J. Nugranad. 2002. Human conversion of terrestrial habitats. En: Gutzwiller, K. J. (ed.). *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer, Nueva York, pp. 198-224.
- Baker, H. G. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**: 1-24.
- Bazzaz, F. A. y S. T. A. Pickett. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review of Ecology and Systematics* **292**: 287-310.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology: from Individuals to Ecosystems*. Wiley-Blackwell, Oxford. 738 pp.



- Bornette, G. y C. Amoros. 1996. Disturbance regime and vegetation dynamics: role of floods in riverine wetlands. *Journal of Vegetation Science* **7**: 615-622.
- Bradshaw, A. D. 2002. Introduction and philosophy. En: Perrow, M. R. y A. J. Davy (eds.). *Handbook of Ecological Restoration. Vol. 1. Principles of Restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 2-9.
- Bradshaw, A. D. 2007. The importance of soil ecology in restoration science. En: Urbanska, K. M, N. L. Webb y P. J. Edwards (eds.). *Restoration Ecology and Sustainable Development*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 33-64.
- Blumenthal, D. M., N. R. Jordan y E. L. Svenson. 2003. Weed control as a rationale for restoration: the example of tallgrass prairie. *Conservation Ecology* **7**: 6. Disponible en: <<http://www.consecol.org/vol7/iss1/art6>>. Fecha de consulta: marzo de 2011.
- Camacho C., E. 1999. Demografía de *Sphenarium purpurascens*. (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 67 pp.
- Cano-Santana, Z. y J. A. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias* **41**: 58-68.
- Canfield, R. H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* **34**: 388-394.

- Cano-Santana, Z. y K. Oyama 1992. Tricomas foliares, calidad del alimento y eficiencias de alimentación y crecimiento de *Lophoceramica pyrrrha*. *Southwestern Entomologist* **17**: 333-339.
- Cano-Santana, Z. 1994a. La Reserva del pedregal como ecosistema: Estructura trófica. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 149-158.
- Cano-Santana, Z. 1994b. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófita. Tesis doctoral. UACPyP-CCH y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 198 pp.
- Cano-Santana, Z. 2004. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. Ficha técnica para el Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 7 de octubre de 2005.
- 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. En: Oyama, K. y A. Castillo (eds.). *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México*. Siglo XXI y Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 203-226.
- Carabias, J. y J. Soberón. 1994. Presentación. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 1-5.

- Carabias, J., V. Arriaga, V. G. Cervantes. 2007. Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **80**: 85-100.
- Carabias, J., J. Meave, T. Valverde y Z. Cano-Santana. 2009. *Ecología y Medio Ambiente en el Siglo XXI*. Pearson-Prentice Hall, México. 250 pp.
- Castellanos-Vargas, I. I. 2001. Ecología de la oviposición de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la reserva del Pedregal de San Ángel, México, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 115 pp.
- Castillo-Argüero, S., P. Guadarrama Chávez, Y. Martínez Orea, P. E. Mendoza Hernández, O. Nuñez Castillo, M. A. Romero Romero e I. Sánchez Gallén. 2002. *Diásporas del Pedregal de San Ángel*. Prensa de Ciencias, UNAM, México. 195 pp.
- Castillo-Argüero, A., G. Montes-Cartas, M. A. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P. Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallén y O. Nuñez-Castillo. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F., México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **74**: 51-75.
- 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. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana(eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 107-134.

- 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. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 60 pp.
- César-García, S. F. 2002. Análisis de algunos factores que afectan la fenología reproductiva de la comunidad vegetal de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 105.pp.
- Clarke, K. R y R. N. Gorley. 2001. PRIMER 5 for Windows. PRIMER-E Ltd., Plymouth, Reino Unido.
- Collins, B., G. Wein y T. Philippi. 2001. Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science* **12**: 721-728.
- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2009. *Malezas de México: Montanoa tomentosa*. Ficha informativa. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/asteraceae/montanoa-tomentosa/fichas/ficha.htm>. Fecha de consulta: febrero de 2011.
- Chávez, C. N. y H. M. A. Gurrola. 2009. Avifauna En: Lot A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 261-275.
- Chilvers, G. A. y J. J. Burdon. 1983. Further studies on a native Australian eucalypt forest invaded by exotic pines. *Oecologia* **59**: 239-245.

- Chirino, E., J. Bellot, A. Vilagrosa, F. Gil, R. Zamorano, M. García y V. R. 2010. La restauración ecológica de ecosistemas semiáridos degradados: de la investigación a la transferencia de tecnología. En: *Libro de Resúmenes. III Simposio Internacional Restauración Ecológica*. Ediciones Arcuta, Santa Clara, Cuba, pp. 18-19.
- D'Antonio, C. M. y P. M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* **23**: 63-87.
- D'Antonio, C. y L. A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology* **10**: 703-713.
- Davy, A. J. 2002. Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. En: Perrow, M.R. y A. J. Davy (eds.). *Handbook of Ecological Restoration. Vol. 1. Principles of Restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 223 -241.
- De la Fuente, J. R. 2005. Acuerdo por el que se rezonefica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta Universidad Nacional Autónoma de México* **3813**: 19-21.
- Devictor, V., R. Julliard y F. Jiguet. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* **117**: 507-514.
- Dobson, P., A. D. Bradshaw, A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* **277**: 515- 222.

- Drury, W. H. y I. C. T. Nisbet. 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* **54**: 331-68.
- Espinosa-García, F. J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L'Herit. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **58**: 55-74.
- Espinosa-García, F. J. y J. Sarukhán. 2007. *Manual de malezas del valle de México: Claves, Descripciones e Ilustraciones*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 407 pp.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer T. Elmqvist Gunderson L. y Holling C. S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **35**: 557-81.
- 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*) in relation to season and stage of regrowth in a subtropical environment. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **38**: 227-240.
- García-Oliva, F. 2001. Algunas bases del enfoque ecosistémico para la restauración. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Diplomado en Restauración Ecológica. Instituto de Ecología y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, pp. 101-111.
- Grana, R. C. 2000. *Ambiente, Ciencia y Valores. Fundamentos Científicos y Axiológicos y de la Ecología*. Espacio, Buenos Aires. 102 pp.

- Gaston, K. J., A. G. Jones, C. Hänel y S. L. Chown. 2003. Rates of species introduction to a remote oceanic island. *Proceedings the Royal of Society Biological Sciences* **270**: 1091-1098.
- Giménez de Azcárate, J. C. 2007. Fitosociología y sucesión en el volcán Parícutín (Michoacán, México). *Caldasia* **19**: 487-505.
- Guisande, C. G., A. F. Barreiro, I. E. Maneiro, I. A. C. Vergara, C. y A. L. Vaamonde. 2006. *Tratamiento de Datos*. Díaz de Santos, Barcelona. 356 pp.
- Guzmán, F. y A. Wilbert. 1999. Grados día de desarrollo de *Shenarium purpurascens* (Charpentier) (Orthoptera: Pyrgomorphidae) y su susceptibilidad a *Beauveria bassiana* (Bals.) Vuill. (Deuteromycotina: Hyphomycetes) bajo condiciones de campo. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, México. 102 pp.
- Hall, J. B. y W. A. Rodgers. 1992. Buffers at the boundary. *Rural Development Forestry Network*. Network paper no. 13a. University of Wales, Wales, pp. 1-17. Disponible en: <http://www.odi.org.uk/resources/download/685.pdf>>. Fecha de consulta: enero de 2011.
- Hernández, C. L., S. Castillo, P. C. Guadarrama, Y. O. Martínez, M. A. R. Romero, I. G. Sánchez. 2003. *Hongos Micorrizógenos Arbusculares del Pedregal de San Ángel*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 82 pp.
- Hernández-Herrerías, L. B. 2011. Estructura de la comunidad vegetal y tamaño de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la

- Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 54 pp.
- Higgs, E. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* **11**: 338.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* **4**: 93-110.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 2004. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. En: Temperton, V. M., R. J. Hobbs, T. Nuttle y S. Hale (eds.). *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Island Press, Washington. pp. 72- 95.
- Hortelano-Moncada, Y., E. A. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos silvestres. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 277-293.
- Jackson, L., N. Lopukine y D. Hillyard. 1995. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology* **3**:71-75.
- Johnson, E. A., K. Miyanishi. 2007. *Plant disturbance Ecology: the process and the response*. Academic Press. Estados Unidos de America, California. 698 pp.
- Jones, C. G., J. H. Lawton y M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373-386.



- Juárez-Orozco, S. 2005. Efecto del fuego y la herbivoría sobre la biomasa aérea del estrato herbáceo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 90 pp.
- Kassen, R. 2002. The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of Evolutionary Biology* **15**: 173-190.
- Keane, R. M. y M. J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology y Evolution* **17**: 164-170.
- Kennard, D. K., K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* **162**: 197-208.
- Kwiatkowska, T. 2003. Suspirando por la naturaleza: Reflexiones sobre ética ambiental de la virtud. En: Kwiatkowska T. y J. Issa (eds.). *Los caminos de la ética ambiental. Vol. II*. Plaza y Valdés, México, pp. 19-27.
- Lebrija-Trejos, E. 2009. Tropical dry forest recovery: processes and causes of change. Tesis doctoral. Wageningen University, Wageningen, Holanda, 189 pp.
- Leopold, A. 1966. *A Sand County Almanac, with Other Essays on Conservation Form Round River*. Oxford University Press, Oxford, pp. 218-219.
- Levin, S. A. (ed.). 2009. *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey. 809 pp.
- Longcore, T. 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology* **11**: 397-409.

- López-Rosas H., F. López-Barrera, P. Moreno-Casasola, G. Aguirre-León, E. Cázares-Hernández y L. Sánchez-Higueredo. 2010. Indicators of recovery in a tropical freshwater marsh invaded by an African grass. *Restoration Ecology* **28**: 324-332.
- Loreau M. S., P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D.U. Hooper, M. A. Huston, D.Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman y D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* **294**: 804-808.
- Lot, A. 2007. Presentación. En: Castillo-Argüero, S., Y. Martínez, M. A. Romero, P. Guadarrama, O. Núñez, I. Sánchez y J. A. Meave (eds.). *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Aspectos Florísticos y Ecológicos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, p. 7.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas, M. de Poorter. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) y Specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Auckland, Nueva Zelanda. 12 pp.
- Majer, J. D. 2007. Invertebrates assist the restoration process: an Australian perspective. En: Urbanska, K. M., N. L. Webb y P. J. Edwards (eds.). *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 212-237.
- Majer, J. D., K. Brennan y L. Bisevac. 2002. *Terrestrial invertebrates*. Handbook of Ecological Restoration. En: A. J. Davy y M. R. Perrow (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 279- 299.

- Marais, J. P. 2001. Factors affecting the nutritive value of kikuyu grass (*Pennisetum clandestinum*) - A review. *Tropical Grasslands* **35**: 65-84.
- Marvier, M., P. Kareiva y M. G. Neubert. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis* **24**: 869- 878.
- Maravilla-Romero, M. C. y Z. Cano-Santana 2009. Riqueza florística y estado de conservación y densidad de eucaliptos en cinco zonas de amortiguamiento y un área natural no protegida de Ciudad Universitaria. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. UNAM, México, pp. 509-521.
- Martínez M., E. 2001. Regeneración natural después de un disturbio por fuego en dos microambientes contrastantes de la Reserva Ecológica “El pedregal” de San Ángel”. Tesis de profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 66 pp.
- Martínez-Jasso, C. 2002. Ecología e historia natural de *Neoscona oaxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Selección de hábitat y análisis poblacional. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 86 pp.
- Marini, L., P. Fontana, M. Scotton y S. Klimek. 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* **45**: 361-370.

- Maass, J. M. y A. Martínez-Yrizar. 1990. Los ecosistemas: definición, origen e importancia del concepto. *Ciencias* **4**: 10-20.
- Maass, J. M. 2003. Principios generales sobre manejo de ecosistemas. En: Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (eds.). *Conservación de ecosistemas templados de Montaña en México*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México, pp.117-135.
- Mc Donald, I. A. W., L. L. Loope, M. B. Usher y O. Hamann. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. En: Drake, J. A. y H. A. Mooney (eds.). *Biological Invasions: a Global Perspective*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Chichester, Gran Bretaña, pp. 215-255.
- Méndez de la Cruz, F. R., A. H. P. Díaz de la Vega y V. H. A. Jiménez. 2009. *Herpetofauna*. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 243- 260.
- Mendoza-Hernández, P. E. 2002. Sobrevivencia y crecimiento de los estados iniciales de *Buddleia cordata* (tepozán) en ambientes contrastantes del Ajusco, D.F. México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 89 pp.
- Mendoza-Hernández, P. E., A. Orozco- Segovia, I. Pisanty. 2010. Germination, emergence, and survival of *Buddleja cordata* in an urban forest. *Ecological Restoration* **28**: 263-265.
- Miller, J. R. y R. J. Hobbs. 2007. Habitat restoration - Do we know what we're doing? *Restoration Ecology* **15**: 382-390.

- Odum, E. P., G. W. Barrett y M. T. Aguilar. 2006. *Fundamentos de Ecología*. Thomson, México. 598 pp.
- Oyama, K. 2006. Prólogo. En: Oyama, K. y A. Castillo (eds.). *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México*. Siglo XXI y Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 10-12.
- Patten, B. C. 1975. Ecosystem as a co-evolutionary unit: a theme for teaching systems ecology. En: Innis, G. S. (eds.). *New Directions in the Analysis of Ecological Systems*. Society for Computer Simulation. La Jolla, California, pp. 1-8.
- Pérez-Escobedo, H. M. 2007. Variación espacial y temporal de la estructura poblacional de dos grillos del género *Oecantus* (Orthoptera: Gryllidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 71 pp.
- Pickett, S. T. A., J. Kolasa, J. Armesto y S. L. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* **54**: 129-136.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando. 472 pp.
- Potter, V. R. 1971. *Bioethics Bridge to the Future*. Prentice Hall, New Jersey. 205 pp.
- Power, M. E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food-webs: Do plants have primacy? *Ecology* **73**: 733-746.

- Rasosevich, S. R., J. S. Holt y C. M. Ghera. 2007. *Ecology of Weeds and Invasive Plants: Relationship to Agriculture and Natural Resource Management*. Wiley-Interscience, Hoboken, Nueva Jersey. 454 pp.
- Ramírez, G. A. 2005. *Ecología Aplicada. Diseño y Análisis Estadístico*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 326 pp.
- Richardson, D. M., P. Pysek, M. Rejmanek, M. G. Barbour, F. D. Panetta, J. Carol. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**: 93-107.
- Rojo, A. (comp.). 1994. *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 410 pp.
- Rojo, A. y J. Rodríguez. 2002. *La Flora del Pedregal de San Ángel*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología, México. 410 pp.
- Rueda-Salazar, A. y Z. Cano-Santana. 2009. Artropodofauna. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 171-201.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México* **8**: 59-129.
- Rzedowski, J. 1981. *La Vegetación de México*. Limusa, México. 342 pp.
- Rzedowski, J. y G. C. Rzedowski. 1979. *Flora Fanerogámica del Valle de México, Vol. Generalidades, Gymnospermae, Dicotyledoneae (Saururaceae-*

- Polygalaceae*). Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México. 403 pp.
- Rzedowski, J. y G. C. Rzedowski. 1985. *Flora Fanerogámica del Valle de México, Vol.II. Dicotyledoneae (Eufrobiaceae- Compositae)*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México. 674 pp.
- Rzedowski, J. y G. C. Rzedowski. 1990. *Flora Fanerogámica del Valle de México. Vol. III. Monocotyledoneae*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México. 494 pp.
- Rzedowski, J. y G. C. Rzedowski. 2000. Notas sobre el género *Phytolacca* (Phytolaccaceae) en México. *Acta Botanica Mexicana* **53**: 49-66.
- Rzedowski, J. y G. C. Rzedowski. 2001. Prólogo. En: Rojo, A. y J. Rodríguez (autores). *La Flora del Pedregal de San Ángel*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 7-9.
- San José A., 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**: 148-164.
- Sánchez-Herrera, O. 1980. Herpetofauna of the Pedregal de San Angel, D.F., México. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* **16**: 9-18.

- Sánchez, G. D. y R. G. López. 2000. *Sucesión Ecológica. Dinámica del Ecosistema*. Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo, México. 197 pp.
- Sánchez, O. 2005. Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica, Diplomado en Restauración Ecológica*. Instituto de Ecología y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, pp. 15-27.
- Santibáñez, G. 2005. Caracterización de la heterogeneidad ambiental en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 76 pp.
- Segura-Burciaga, S. G. 1995. Estudio poblacional de *Eucalyptus resinifera* Smith (Myrtaceae) en la reserva ecológica del Pedregal de San Ángel, C.U., México, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 90 pp.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencias políticas. Disponible en: < [www.ser.org](http://www.ser.org) >. Consultado el 21 de junio de 2008.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, Southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Vulcanology and Geothermal Reserch* **104**: 45-64.



- Soberón, J., M. de la Cruz Rosas y G. Jiménez .1991. Ecología hipotética de la reserva del Pedregal de San Ángel. *Ciencia y Desarrollo* **17**: 25-38.
- Sousa, P. W. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **15**: 353-391.
- Torres, S. P. 2002. Flora fanerogámica de la Zona Arqueológica de Teotihuacan, Estado de México. *Polibotanica* **12**: 57-83.
- Turner, M. G., W. H. Romme, R. H. Gardner, R. V. O'Neill y T. K. Kratz. 1993. A Revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* **8**:213-227.
- Tsuyuzaki, S. 1991. Species turnover and diversity during early stages of vegetation recovery on the volcano Usu, Northern Japan. *Journal of Vegetation Science* **2**: 301-306.
- Tsuyuzaki, S. y R. del Moral. 2005. Species attributes in early primary succession on volcanoes. *Journal of Vegetation Science* **6**: 517-522.
- Uetz, G. W. 1990. Habitat structure and spider foraging. En: Bell S. S., E. D. McCoy y H. R. Mushinsky, (eds.). *Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and Hall, Nueva York, pp. 325-348.
- Ursúa, N. 2005. Conservación y Restauración Medioambiental. Aspectos teóricos y ético-prácticos. En: Martínez, C.J. (ed.). *Sendero de la Conservación y de la Restauración Ecológica. Evaluación Crítica y Ética*. Centro de Estudios Filosóficos, Políticos y Sociales, México, pp. 113-140.
- Valenzuela, V. H., T. Herrera y E. Pérez- Silva. 2009. Macromicetos. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de*

*San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 95-100.

Vázquez-Yanes, C. y A. Orozco-Segovia. 1990. Ecological significance of light controlled seed germination in two contrasting tropical habitats. *Oecologia* **83**: 171-175.

Villaseñor, J. y F. Espinosa-García. 1998. *Catálogo de Malezas de México*. Ediciones Científicas Universitarias. Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario y Fondo de Cultura Económica, México. 407 pp.

Villaseñor, J. y F. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions* **10**: 113-123.

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

Valverde, T., Z. Cano-Santana, J. Meave y J. Carabias. 2005. *Ecología y Medio Ambiente*. Pearson y Prentice Hall, México. 230 pp.

Vega, E. y E. Peters 2005. *Conceptos Generales sobre el Disturbio y sus Efectos en los Ecosistemas*. Instituto Nacional de Ecología, México. Disponible en:

[http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/395/vega\\_peters.htm](http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/395/vega_peters.htm)

!>. Consultada el 11 de noviembre de 2007.

Vitousek, P.M. 1986. Biological invasions and ecosystem properties: Can species make a difference? En: Mooney, H.A. y J.A. Drake (eds.). *Ecology and*

*Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, Nueva York, pp. 163-178.

Wali, M. K. 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* **213**: 195-220.

Walker, B., A. Kinzig, J. Langridge. 1990. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* **2**: 95-113.

Watt, L. A. 1982. Germination characteristics of several grass species as affected by limiting water potentials imposed through a cracking black clay soil. *Australian Journal of Agricultural Research* **33**: 223 - 231.

Weaver S. E. 2001. The biology of Canadian weeds. 115. *Conyza Canadensis*. *Canadian Journal of Plant Science* **81**: 867-875

Willett, T. R. 2001. Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology* **9**: 410-42.

Williams, K. S. 1997. Terrestrial arthropods as ecological indicators of habitat restoration in southwestern North America. En: Urbanska, K. M., N. L. Webb y P. J. Edwards (eds.). *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 238-258.

Wu, J. y Loucks L. O. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* **70**: 439-466.

Zamora, R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. *Ecosistemas*. Disponible en:

<<http://www.aeet.org/ecosistemas/opinion4.htm>>. Consultada el 14 de noviembre de 2007.

Zedler, J. B. 2007. Success: An unclear, subjective descriptor of restoration outcomes. *Ecological Restoration* **25**: 162-168.

Zorrilla, M. R. 2005. La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica, Diplomado en Restauración Ecológica*. Instituto de Ecología y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, pp. 31-43.

## Apéndice 1

Carteles alusivos a las jornadas de restauración llevadas a cabo en la zona noreste de la Zona de Amortiguamiento A8 en los meses de mayo, junio, septiembre y noviembre del 2008.

### 6ª jornada de restauración ecológica

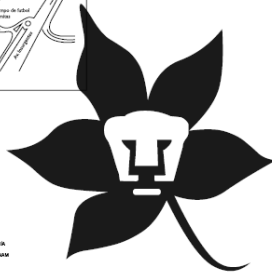
Zona de Amortiguamiento A8  
Sábado 3 de Mayo 2008  
De 9 a 15 horas

La Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas se encuentra ubicada entre los Campos de Fútbol Puntas y el Instituto de Investigaciones Biomédicas, puedes llegar tomando la ruta 4 (Metro CU Jardín Botánico) o la ruta 19 (Metrobus CU-Zona cultural).

Informes:  
jornadadelimpieza@yahoo.com.mx

Te sugerimos llevar ropa cómoda y gorra.

Coordinación:  
Enrík Saucedo Marquetti  
Isabel Caramera Osorio



### jornada de restauración ecológica

Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas

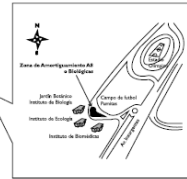
Sábado 28 de junio 2008  
De 9 a 15 horas

La Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas se encuentra ubicada entre los Campos de Fútbol Puntas y el Instituto de Investigaciones Biomédicas, puedes llegar tomando la ruta 4 (Metro CU Jardín Botánico) o la ruta 19 (Metrobus CU-Zona cultural).

Informes:  
jornadadelimpieza@yahoo.com.mx

Te sugerimos llevar ropa cómoda y gorra.

Coordinación:  
Enrík Saucedo Marquetti  
Isabel Caramera Osorio



### jornada de restauración ecológica

Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas

Sábado 6 de septiembre, 2008  
De 9 a 15 horas

La Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas se encuentra ubicada entre los Campos de Fútbol Puntas y el Instituto de Investigaciones Biomédicas, puedes llegar tomando la ruta 4 (Metro CU Jardín Botánico) o la ruta 19 (Metrobus CU-Zona cultural).

Informes:  
jornadadelimpieza@yahoo.com.mx

Te sugerimos llevar ropa cómoda y gorra.



### jornada de restauración ecológica

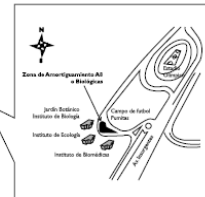
Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas

Sábado 10 de noviembre 2008  
De 9 a 15 horas

La Zona de Amortiguamiento A8 o Biológicas se encuentra ubicada entre los Campos de Fútbol Puntas y el Instituto de Investigaciones Biomédicas, puedes llegar tomando la ruta 4 (Metro CU Jardín Botánico) o la ruta 19 (Metrobus CU-Zona cultural).

Informes:  
jornadadelimpieza@yahoo.com.mx

Te sugerimos llevar ropa cómoda y gorra.



## Apéndice 2

Lista de especies no arvenses (NA), arvenses (A) y exóticas (E) registradas en la zona conservada de referencia (ZCR) y en el área sujeta a restauración ecológica en el noreste de la zona de amortiguamiento A8 (A8), así como en el área de la zona sujeta a restauración en la que se recuperó sustrato basáltico en 2007, llamada “El Dinosaurio” (D-A8). Datos acumulados de visitas realizadas entre 2008 y 2009. Las especies están ordenadas alfabéticamente dentro de cada categoría de plantas.

Especie	Tipo de planta	Familia	ZCR	A8	D-A8
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	NA	Agavaceae	*		
<i>Asclepia linaria</i> Cav.	NA	Asclepiadaceae			
<i>Baccharis sordescens</i> DC.	NA	Asteraceae	*	*	
<i>Bouteloua repens</i> (Kunth) Scribn.	NA	Poaceae		*	*
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schltl.	NA	Rubiaceae	*	*	
<i>Bromus carinatus</i> Hook. & Arn.	NA	Poaceae		*	*
<i>Buddleia cordata</i> Kunth.	NA	Loganiaceae	*	*	*
<i>Cissus sicyoides</i> L.	NA	Vitaceae	*	*	*
<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. et Schult.) W.R.Anderson	NA	Rubiaceae		*	
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	NA	Cupressaceae		*	
<i>Cyperus esculentus</i> L.	NA	Cyperaceae			*
<i>Cyperus odoratus</i> L.	NA	Cyperaceae		*	
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	NA	Asteraceae	*	*	
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	NA	Dioscoreaceae	*	*	*
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	NA	Sapindaceae	*	*	

(Continuación).

Especie	Tipo de planta	Familia	ZCR	A8	D-A8
<i>Echevería gibbiflora</i> DC.	NA	Crassulaceae	*	*	
<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.) Link.	NA	Poaceae	*		
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	NA	Asteraceae	*	*	*
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg.	NA	Fabaceae	*	*	
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	NA	Oleaceae		*	
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	NA	Asteraceae	*	*	*
<i>Ipomoea cristulata</i> Hall.	NA	Convolvulaceae	*	*	*
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.)_Roth.	NA	Convolvulaceae	*	*	*
<i>Iresine diffusa</i> Humb. et Bonpl. ex Willd.	NA	Amaranthaceae		*	
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J. L. Gentry.	NA	Solanaceae			*
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) Mc Vaugh.	NA	Agavaceae	*	*	
<i>Medicago lupulina</i> L.	NA	Fabaceae			*
<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	NA	Asclepiadaceae	*	*	
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	NA	Asteraceae	*	*	*
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E_Fourn.) Hitchc.	NA	Poaceae	*	*	
<i>Oenothera purpusii</i> Munz.	NA	Onagraceae		*	*
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	NA	Cactaceae	*	*	*
<i>Oxalis divergens</i> Benth. ex Lindl.	NA	Oxalidaceae		*	*
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	NA	Passifloraceae	*	*	
<i>Pellaea sagittata</i> (Cav.) Link	NA	Polypodiaceae	*		
<i>Phlebodium areolatum</i> (Humb. et Bonpl. ex Willd.) J_Sm.	NA	Polypodiaceae	*	*	
<i>Physalis chenopodifolia</i> Lam.	NA	Solanaceae	*	*	
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	NA	Asteraceae		*	

(Continuación).

Espece	Tipo de planta	Familia	ZCR	A8	D-A8
<i>Pittocaulon (=Senecio) praecox</i> Cav. Rob. & Brettell.	NA	Asteraceae	*	*	
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	NA	Plumbaginaceae	*	*	*
<i>Polipodium thyssanoleps</i> A. Braun ex Klotzsch	NA	Polypodiaceae	*		
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	NA	Rosaceae		*	
<i>Quercus deserticola</i> Trel.	NA	Gentianaceae	*		
<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	NA	Lamiaceae	*		
<i>Sphaeralcea angustifolia</i> (Cav.) G. Don	NA	Malvaceae		*	
<i>Tegetes micrantha</i> Cav.	NA	Asteraceae	*		
<i>Tripogandra purpurascens</i> (S. Schauer) Handlos	NA	Commelinaceae	*	*	*
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	NA	Asteraceae	*	*	
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh,	E	Myrtaceae	*	*	*
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	E	Bignoniaceae	*		
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	E	Lamiaceae		*	
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	E	Poaceae	*	*	*
<i>Reseda luteola</i> L.	E	Resedaceae		*	
<i>Ricinus communis</i> L.	E	Euphorbiaceae		*	
<i>Schinus molle</i> L.	E	Anacardiaceae	*	*	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	E	Asteraceae		*	*
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	A	Amaranthaceae			*
<i>Anoda cristata</i> (L.) Schldl.	A	Malvaceae		*	
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	A	Asteraceae			*
<i>Bidens bigelovii</i> (A. Gray)	A	Asteraceae			*
<i>Bidens odorata</i> Cav.	A	Asteraceae		*	



(Continuación).

Espece	Tipo de planta	Familia	ZCR	A8	D-A8
<i>Brickellia secundiflora</i> (Lag.) A. Gray	A	Asteraceae	*		
<i>Chenopodium graveolens</i> Willd.	A	Chenopodiineae			*
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	A	Commelinaceae		*	*
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	A	Asteraceae			*
<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth.	A	Asteraceae		*	*
<i>Conyza sophillifolia</i> Kunth.	A	Asteraceae		*	*
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	A	Acanthaceae	*	*	*
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	A	Asteraceae			*
<i>Geranium semanii</i> Peyr.	A	Geraniaceae	*	*	*
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand.	A	Polemoniaceae	*	*	
<i>Mentzelia hispida</i> Willd.	A	Loasaceae		*	
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	A	Nyctaginaceae		*	*
<i>Pennisetum villosum</i>	A	Poaceae	*	*	
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	A	Phytolaccaceae	*	*	*
<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl.	A	Lamiaceae		*	
<i>Taraxacum officinale</i> G. H. Weber ex Wiggers.	A	Cichorioideae			*
<i>Tinantia erecta</i> (Jacq.) Schelcht.	A	Commelinaceae		*	
<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth	A	Hydrophyllaceae	*	*	