



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscus gratus* (Rodentia) en el área “Vivero Alto” de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A:

Mauricio Villeda Hernández

TUTOR: DR.ZENÓN CANO SANTANA

2010





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

A mi familia
que siempre me apoya y forman parte de mi ser.

A mi padre Mauricio y a mi madre María
por darme los primeros empujones en la vida.

A Chava y a César
por confiar en mí.

A Bris, Bayo y Les.

A Jessyk
porque ya forma parte de mi vida.

A la unión de la ciencia y el arte
porque la vida sin ésta no sería igual.

A Tocotina, Joy y Sata,
mis acompañantes en todo momento

AGRADECIMIENTOS

A toda mi familia.

A mis sinodales Dr. Zenón Cano Santana, M. en C. Pedro Eloy Mendoza Hernández, Biól. Yuriana Martínez Orea, Biól. Adriana Garmendia Corona y al Dr. Atilano Conteras Ramos que me ayudaron a mejorar esta tesis.

Al Grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres, en especial a Maritza Peña por el gran apoyo en el trabajo de campo. A Xóchitl, Marcela, León, Lety, Rebeca, Mónica, Ariana, Israel, Laura, Erandi, Adri, Yesenia, Iván y Vic. A Ixchel Osorio.

A la Secretaria Ejecutiva de la Reserva del Pedregal, al Dr. Antonio Lot Helgueras y a Pedro Camarena Berruecos.

Al Biól. Marco Antonio Romero Romero por el mantenimiento de las equipo de cómputo del laboratorio y a la Biól. Yuriana Martínez Orea por el apoyo en la identificación de los ejemplares botánicos.

A Moisés Robles Aguirre, María Angélica Macías Oliva y Nancy Mejía Moran por la difusión de las jornadas y apoyo técnico para la elaboración de los carteles de divulgación para llamar a las Jornadas de Limpieza de la REPSA.

Al proyecto PAPIIT IN222006 “Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de la Reserva del Pedregal de San Ángel”, por el apoyo financiero y la beca otorgada.

A todos los voluntarios que participaron en las Jornadas de Restauración Ecológica de la REPSA: Hysni Canek Garda Castellanos, Noemí Martínez Paredes, Juan José

Jiménez, Esteban Cerón Alvarado, Mariana Levario Álvarez, David Varona Guerra, Augusto Zavala Hernández, Angélica Joanna Ramírez García, Omar Ezequiel Villanueva López, Ricardo Butrón Gutiérrez, Joel Omar Vega Zúñiga, José Luis Bolaños Sánchez, Miguel Ángel Piña Avelino, León Armando Moneada García, Roberto Olivares Castillo, Roberto Pérez López, Abinadab Vázquez Martínez, Stephanie Ariadne Castillo García y a muchos otros que no menciono porque no se anotaron en las listas de asistentes y con ello dieron su ayuda anónima.

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

A todos mis compañeros que me apoyaron en las actividades para terminar esta tesis

INDICE

RESUMEN	3
I. INTRODUCCIÓN	
1.1. Disturbio.....	5
1.2. Sucesión ecológica.....	6
1.3. Plantas exóticas	6
1.4. Restauración ecológica.....	7
1.5 La restauración y los animales	9
1.6 El Pedregal de San Ángel y la Reserva Ecológica.....	10
II. OBJETIVOS E HIPÒTESIS	4
III. MÉTODOS	
3.1. Área y sitio de estudio.....	15
3.2. Sistema de estudio.....	19
3.2.1. <i>Sphenarium purpurascens</i>	3
3.2.2. <i>Peromyscus gratus</i>	6
3.3. Control de plantas exóticas y recuperación del sustrato original.....	20
3.4. Composición y estructura de la comunidad vegetal.....	21
3.5. Efecto de la extracción de plantas exóticas.....	21
3.6. Muestreo de <i>Sphenarium purpurascens</i>	22
3.7. Monitoreo de <i>Peromyscus gratus</i>	23
IV. RESULTADOS	
4.1. Composición y estructura de la comunidad vegetal.....	23
4.2. Control de plantas exóticas	27
4.3. Densidad de <i>S. purpurascens</i>	32
4.4. Abundancia de <i>P. gratus</i>	33
4.5. Costos.....	34
V. DISCUSIÓN	
5.1. Estructura y composición vegetal	36
5.2. Control de plantas exóticas	37

5.3. Densidad de chapulines y roedores	38
5.4. Problemas en el proceso de restauración ecológica	40
Logros obtenidos por medio de las actividades de restauración ecológica	41
5.6. Costos.....	41
VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	42
LITERATURA CITADA.....	44
APÉNDICE 1	58
APÉNDICE 1	61

Villeda-Hernández, M. 2010. Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscus gratus* (Rodentia) en el área “Vivero Alto” de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 62 pp.

Resumen

El deterioro de las zonas de amortiguamiento de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA) se debe a distintas actividades de origen humano. Esto ha provocado la pérdida de la diversidad vegetal y la disminución de las poblaciones de distintas especies tanto vegetales como animales que desempeñan un papel importante en este ecosistema. La alteración de la REPSA junto con su cercanía con la mancha urbana ha ocasionado que diferentes especies exóticas tengan posibilidad de invadir y formen parte de la comunidad, cambiando su estructura y composición junto con las diferentes interacciones entre las especies nativas de dicho sitio. La parte sureste de la zona de amortiguamiento A11 (Vivero Alto) sufrió un gran disturbio de origen antropogénico debido a la eliminación total de la comunidad vegetal y el posterior relleno con materiales no consolidados para la construcción de un estacionamiento. Gracias a la intervención de la comunidad universitaria se logró recuperar este sitio, se eliminó la mayor parte del material no consolidado de relleno y agregó roca basáltica para recuperar el sustrato original. Sin embargo, dicha roca contenía basura inorgánica y rizomas del pasto sudafricano *Pennisetum clandestinum*

El objetivo del trabajo fue acelerar el proceso de recuperación de la comunidad vegetal de esta zona de amortiguamiento utilizando diferentes actividades de restauración: 1) la extracción de plantas exóticas, como *P. clandestinum*, y otras que fueron colonizando el sitio como *Eucalyptus camaldulensis* y *Ricinus communis*; 2) el retiro de materiales no consolidados remanentes y desechos inorgánicos. La hipótesis fue que la eliminación de elementos extraños presentes en el sistema abrirá espacios de colonización a los elementos bióticos nativos. Como variables de respuesta, se evaluó la recolonización de dos especies nativas de animales de la Reserva (el chapulín

Sphenarium purpurascens y el ratón piñonero *Peromyscus gratus*), así como conocer el cambio temporal en la composición vegetal después de aplicar las actividades de restauración ecológica. Se compararon los resultados del área alterada contra las mismas variables, pero de un área conservada (ZN) de referencia localizada 10 m al norte de esta zona, que forma parte de la Zona Núcleo Poniente de la REPSA. Se logró una disminución de la cobertura de plantas exóticas, un aumento en la cobertura de especies nativas de la REPSA como *Buddelia cordata*, *Phytolacca icosandra*, *Gnaphalium* spp. y *Passiflora subpeltata* aumentando la diversidad vegetal del sitio. Se registraron 39 especies vegetales, de las cuales 21 se clasificaron como no arvenses, nueve fueron arvenses y las restantes fueron exóticas. *Sphenarium purpurascens* presentó una densidad de 4.4 y 19.0 ind/m² en julio de 2006, la cual disminuyó hasta 0.6 y 2.4 ind/m² en octubre del mismo año en A11 y ZN, respectivamente. En diciembre de 2006 y febrero de 2007 se registró la mayor abundancia de *P. gratus* en A11 (15 ind), mientras que en ZN se registró el mayor número en febrero de 2007 (19 ind). La evaluación de las poblaciones de *S. purpurascens* y *P. gratus* indica que estas especies se encuentran en un proceso de recolonización en la zona sujeta a restauración y que recuperan su densidad poblacional debido a la cercanía con la Zona Núcleo. Los costos del proyecto de restauración en esta fase ascendieron a \$18,914.00 pesos (M.N.). Se propone seguir llevando a cabo labores de restauración controlando las poblaciones de *B. cordata*, *P. clandestinum* y *E. camaldulensis*, entre otras plantas dominantes exóticas y nativas arvenses, con la finalidad de abrir espacios de colonización sobre el sustrato basáltico a otras especies nativas.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Disturbio

Los disturbios son eventos súbitos, discretos e irregulares, de tipo natural o antrópico los cuales provocan cambios abruptos en la estructura y función de las comunidades que eliminan ciertos elementos de la biota (White, 1979; Karr y Freemark, 1985); la frecuencia, tamaño, intensidad, estacionalidad, duración y tipo de disturbio depende del tiempo, condiciones climáticas (Hobbs y Huenneke 1992; Peterson, 2000), vulnerabilidad de las comunidades (Sousa, 1984) y de las actividades humanas (Leduc *et al.*, 1992) que originan cambios en los ecosistemas. Los disturbios son de origen físico o biológico (Sousa, 1984); dentro de los físicos se encuentran el fuego, las inundaciones, los huracanes y las sequías, en tanto que en los biológicos se hallan los depredadores y las invasiones de especies exóticas.

La eliminación de elementos bióticos y abióticos de los ecosistemas permiten el reclutamiento, establecimiento y reproducción de diversas especies provenientes de otros sitios a través del proceso de sucesión ecológica (Connell y Slatyer, 1977); incrementan la heterogeneidad espacial y temporal (Pickett, 1976), afectando directamente la demografía y diversidad, así como las interacciones bióticas durante la sucesión (Sousa, 1984; Freedman 1995; Vázquez y Simberloff, 2002). Cuando el disturbio decrece o se elimina las especies especialistas y nativas se incrementan, en tanto que las generalistas, entre las que se encuentran las especies exóticas, no sufren ningún cambio significativo (Kitahara y Fujii, 1994; Kitahara *et al.*, 2000).

1.2. Sucesión ecológica

La sucesión ecológica es un proceso que se inicia después de un disturbio. En este proceso ocurren distintos cambios no estacionales en la composición, funcionamiento y estructura de una comunidad (Pickett y White, 1985; Bazzaz, 1996; Morin, 1999; Laska, 2001), que dependen de las características del sitio (Pickett *et al.*, 2001).

Cuando la vegetación de un área ha sido parcialmente removida, y se conserva el suelo al igual que el banco de semillas y esporas, se da paso al inicio de la sucesión secundaria (Begon *et al.*, 2006). La sucesión secundaria es usualmente el resultado de una competencia interespecífica donde participan especies pioneras y tardías. Éstas últimas reemplazan a las pioneras en los sitios abiertos por el disturbio y pueden competir entre ellas por los sitios abiertos (Horn, 1974). Sin embargo, la diversidad puede incrementarse (Caldeira *et al.*, 2001; Tilman *et al.*, 2001) o reducirse (Cardinale y Palmer, 2002; Bell *et al.*, 2005; Cardinale *et al.*, 2006); asimismo se puede mantener un estado de equilibrio (Fox, 2004; Hooper y Dukes, 2004). La diversidad ecológica es afectada por la dinámica sucesional (Pacala y Rees, 1998; Amarasekare, 2003; Leibold *et al.*, 2004; Chase, 2005), así como por las características del disturbio (Weis *et al.*, 2007) y la entrada de especies exóticas (Pickett *et al.*, 2001).

1.3. Plantas exóticas

En el momento en que un disturbio abre espacios de colonización en una comunidad, pueden entrar especies exóticas que tienen ventajas en la colonización gracias a sus rasgos biológicos, como son: su tipo de semillas, su modo de dispersión, su tolerancia a las condiciones prevalecientes, la cercanía de su lugar de origen y las características de

su ciclo de vida (D'Antonio y Meyerson, 2002). Se consideran plantas exóticas a todas aquellas especies vegetales que, gracias a la intervención del ser humano, logran su establecimiento en una comunidad que no es propio de estas especies (Richardson *et al.*, 2000). Las especies exóticas compiten directamente con las especies nativas, o pueden alterar las funciones de las comunidades dificultando y haciendo más caro regresar a las comunidades a un estado previo al disturbio (Vitousek *et al.*, 1997). Su efecto es tan grave que se considera la segunda causa de extinción de especies en el mundo (Keane y Crawley, 2002) y se reconoce como una de las causas más serias de la degradación de hábitats y de la pérdida de especies nativas (Vitousek, *et al.*, 1997; Wilcove, *et al.*, 1998).

La presencia de especies exóticas provocan cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Monney y Hobbs, 2000) disminuyendo la riqueza de especies y la calidad del sitio (Zedler y Kercher, 2004). Las especies invasoras pueden facilitar la incidencia de plagas vía la monopolización del espacio (Daehler *et al.*, 2004), además de que acentúan la limitación de recursos (Brooks *et al.*, 2004) y que cambian el régimen de disturbio (D'Antonio *et al.*, 1999).

1.4. Restauración ecológica

La restauración ecológica es una actividad que permite recuperar comunidades degradadas o que se encuentran experimentando la entrada de especies exóticas. La restauración ecológica, que se define como una actividad o conjunto de actividades que intentan iniciar y acelerar la recuperación de un ecosistema o comunidad que fue sometida a un disturbio, con respecto a su salud, funcionamiento y estructura,

intentando regresarlo a su trayectoria original (SER, 2004). Para llevarla a cabo es necesario conocer las características del sitio (estructura, composición y funcionamiento) y el tipo e intensidad del disturbio sufrido, así como tener un área conservada que sirva como modelo de referencia para saber hacia dónde dirigir el proyecto (Primack y Massardo, 2001; SER, 2004).

La forma adecuada de conseguir los resultados deseados en la restauración es construyendo un plan en el que se implementen varios elementos para aumentar el éxito de su desarrollo desde el inicio de las actividades de restauración hasta después de que finalice el proyecto, tal como se describe a continuación (SER, 2004):

1. Descripción ecológica del sitio y del proceso de degradación.
2. Descripción del sitio de referencia.
3. Estructuración de las metas y las metas del proyecto.
4. Evaluación y desarrollo de las estrategias.
5. Planeación de los recursos: presupuesto, duración y recursos humanos.
6. Estrategias de protección y mantenimiento.
7. Documentación y divulgación.

Cuando el ecosistema ha recuperado su trayectoria original y se recupera el hábitat es posible que no necesite de una mayor intervención del ser humano para su mantenimiento, momento en el cual se puede, teóricamente, dar por finalizada la restauración (SER, 2004).

La flora y la fauna de los sitios perturbados no responden de la misma manera a los cambios en el hábitat, ya que los animales suelen responder de una manera más rápida ante un disturbio (Waltz y Covington, 2004), por lo cual estos elementos requieren del

uso de diferentes métodos para su evaluación y posterior recuperación de sus poblaciones.

1.5 La restauración y los animales

Una efectiva restauración ecológica no puede ser del todo satisfactoria si no se contempla a la fauna nativa y silvestre (Atkinson, 2001). Desde la década de 1970 se ha sugerido que el impacto sobre la vida silvestre se puede mitigar gracias a la restauración del hábitat, aplicando diferentes técnicas para su recuperación y suponiendo que la fauna regresará al sitio proveniente de las fuentes externas (Allen *et al.*, 1997).

Uno de los principios básicos de la restauración de las poblaciones animales es el flujo de individuos presentes en los hábitats circundantes al sitio en restauración; posteriormente, se promueve la migración natural, también conocida como difusión simple, con una tasa de flujo dependiente de la densidad y vigor de los individuos presentes en las comunidades cercanas (Parker, 1997; Scott *et al.*, 2001). Otros factores que pueden afectar el movimiento de los animales a los sitios restaurados son: las características de los parches que son fuente de poblaciones de especies (Pulliam, 1988), la agrupación de los parches y la configuración espacial (Harrison y Fahrig, 1995; With *et al.*, 1997) y la conectividad entre parches y corredores (Schumaker, 1996; Beier y Noss, 1998).

De forma complementaria, se deben aplicar técnicas de monitoreo apropiadas para evaluar las especies que hayan sido introducidas en el sitio, así como las especies que se encuentren presentes en el sitio o en constante flujo de sitios aledaños (Block, *et al.*, 2001). En la restauración, la implementación de monitoreos permite cuantificar los

cambios poblacionales en el transcurso de la restauración (Block, *et al.*, 2001), como un medio para conocer si dichas actividades están favoreciendo la recuperación de los sitios perturbados.

1.6. El Pedregal de San Ángel y la Reserva Ecológica

El Pedregal de San Ángel es una zona cubierta de un sustrato basáltico que se originó de la erupción del volcán Xitle y conos adyacentes ocurrida hacia el año 330 d.n.e. (Siebe, 2000) cubriendo una extensión inicial de 80 km², desde San Ángel hasta los sitios bajos del cerro del Ajusco (Álvarez *et al.*, 1982). Al paso de los años en esta zona se presentó un proceso sucesional favorecido por la acumulación de un suelo somero y por la retención de humedad (Cano-Santana y Meave, 1996), dando lugar a un conjunto complejo de comunidades vegetales (Rzedowski, 1954).

A mediados del siglo XX, con el aumento de la población humana de la ciudad de México, la urbanización se expandió alcanzando al Pedregal de San Ángel. La fragmentación y la eliminación de la cobertura vegetal provocaron el declive de este ecosistema (Cano-Santana *et al.*, 2006). En el año de 1983, gracias a la intervención de académicos y estudiantes apoyados por las autoridades universitarias se creó en los límites del campus principal de la Universidad Nacional Autónoma de México la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (en lo sucesivo, REPSA, Reserva o Reserva del Pedregal), quedando delimitada una extensión de 124 ha que, en el año de 1990, aumenta a 146.8 ha (Rojo, 1994) y en 2005 ocupa 237.3 ha (UNAM, 2005).

La Reserva del Pedregal alberga un ecosistema muy complejo, en donde se integran diferentes interacciones entre sus distintos componentes, bióticos y abióticos, que le otorga una gran importancia para su conservación. La REPSA presenta una gran heterogeneidad en toda su extensión, permitiendo la existencia de diversos microhábitats que permiten el desarrollo de diversas especies que requieren factores ecofisiológicos especiales (Castillo-Argüero *et al.*, 2004).

Los servicios ecosistémicos que brinda la Reserva del Pedregal no se han estudiado de manera detallada. Sin embargo, gracias a los diversos investigadores que trabajan dentro de la reserva, se reconoce como un ecosistema que sirve como refugio para la biodiversidad, para la educación ambiental y la investigación científica, además de ofrecer un paisaje estético y servir como área de recreación (Cano-Santana *et al.*, 2006). La Reserva ofrece cinco servicios de provisión como son los recursos genéticos debido a la gran diversidad, especies que son apreciadas por su valor ornamental, presencia de especies medicinales, roca basáltica que sirvió para la construcción de la Ciudad Universitaria y plantas que sirvieron de alimento en décadas anteriores a 1950; tres de regulación que son regulación de la calidad y cantidad de agua, polinización y regulación del clima, ya que juega un papel de disipador de calor y fuente de humedad en la estación de lluvias; cuatro culturales que son la herencia cultural, la belleza escénica, investigación científica y recreación de la comunidad universitaria, y tres de soporte como la producción primaria, descomposición de materia orgánica y el flujo de energía y cadenas tróficas (Nava-López *et al.*, 2009).

Entre el gran número de especies que alberga la Reserva, existen varias que desempeñan papeles de mayor importancia. Tal es el caso del chapulín *Sphenarium*

purpurascens Charpentier (Cano-Santana, 1994b) y el ratón *Peromyscus gratus* Merriam (Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008).

La importancia que tiene *Sphenarium purpurascens* dentro de la Reserva se debe, en parte, a la alta densidad que alcanzan sus poblaciones, pues puede alcanzar una densidad de 22.8 ind/m² en julio (Cano-Santana, 1994b). También es una especie que se alimenta de hasta 50 especies diferentes de plantas, entre las cuales se encuentra *Dahlia coccinea*, *Montanoa tomentosa*, *Senecio praecox*, *Verbesina virgata* y *Buddleia cordata*, entre otras (Cano-Santana y Oyama, 1994). Por la alta densidad mencionada, esta especie representa el 95% de la biomasa de artrópodos epífitos (Rios-Casanova y Cano-Santana, 1994) y consume del 0.5 al 1% de la PPNA y desempeña un papel de forrajeador-presa en la red alimentaria de la Reserva (Cano-Santana, 1994b).

El ratón *Peromyscus gratus* presenta picos de reproducción en agosto y diciembre y aumenta su población en los últimos meses de lluvia y posteriores a éstas (Granados-Pérez, 2008). Puede reproducirse entre febrero y noviembre y entre abril y junio (Chávez y Ceballos, 1994). Es un roedor muy importante en la Reserva, debido, principalmente, a que es uno de los mamíferos pequeños más abundante alcanzando un número de 50 a 55 ind/ha (Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008). También desempeñan un papel de presa para mamíferos nativos y exóticos debido a su gran abundancia (Granados-Pérez, 2008).

Los trabajos sobre restauración ecológica en la REPSA y en áreas con sustrato basáltico (Mendoza-Hernández, 2003) son muy recientes, por lo que no se tienen muchos datos acerca de la aplicación de esta disciplina en pedregales. Antonio-Garcés *et al.* (2009) establecen como premisas para la recuperación de Pedregales las siguientes acciones (1) eliminar la fuente de disturbio, (2) extraer elementos extraños al

ecosistema, tales como desechos orgánicos e inorgánicos, (3) recuperar el sustrato basáltico, ya sea por recuperación o por adición, (4) eliminar los elementos vegetales exóticos, sobre todo eucaliptos y pasto kikuyo, (5) introducir especies vegetales nativas y (6) monitorear los cambios en las poblaciones y comunidades bióticas. Los objetivos de estas acciones son: (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 originales, (5) restablecer la red trófica del ecosistema, y (6) ajustar el programa de restauración.

La zona sureste del área de amortiguamiento A11 (“Vivero Alto”) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel sufrió en diciembre de 2004 y enero de 2005 un gran deterioro por la remoción de toda la cubierta vegetal, extracción de cantera y el posterior relleno y aplanamiento de la zona, debido a que se proyectó la construcción de un estacionamiento que finalmente fue cancelado. Una vez cancelado, se diseñó un plan de restauración de la zona formulado por Jorge Meave, Pedro E. Mendoza Hernández y Zenón Cano Santana a petición del Comité Técnico de la Reserva. Este plan se llevó a cabo mediante las siguientes acciones, todas ellas realizadas en 2005:

(a) Extracción del material de relleno (llevada a cabo entre el 4 y el 11 de marzo de 2005).

(b) Adición de roca basáltica (realizada entre el 12 y el 22 de marzo de 2005). Lamentablemente la roca venía mezclada con desechos inorgánicos (latas, envases, metales, plásticos y otros), así como materiales no consolidados (tierra) con rizomas del pasto kikuyo, *Pennisetum clandestinum* Hotchst. Chiov. (Poaceae), y probablemente con un banco de semillas de plantas ruderales de Ciudad Universitaria.

(c) Limpieza parcial del área para la eliminación de desechos y la extracción de rizomas.

Estas acciones sirvieron para dejar un sustrato basáltico posible de recolonizar desde las fuentes internas, desafortunadamente con el riesgo de las especies exóticas traída con la roca volcánica, así como las fuentes externas y cercanas del sistema no alterado de la REPSA.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de esta tesis fue conocer el proceso de regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales importantes (el chapulín *S. purpurascens* y el ratón *P. gratus*) en el sureste del área de amortiguamiento Vivero Alto de la Reserva del Pedregal sujeta a acciones de restauración ecológica, tales como la recuperación de sustrato basáltico y el control de plantas exóticas.

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

1. Conocer el proceso de recuperación de la estructura y composición vegetal dado por la regeneración natural y el de las acciones de restauración, en comparación con las de una zona conservada de referencia.
2. Determinar el proceso de recolonización natural inicial de dos poblaciones animales importantes: *S. purpurascens* y *P. gratus* y comparar estas densidades con las de una zona conservada de referencia.

3. Cuantificar el efecto que tiene el control de plantas exóticas sobre la estructura vegetal.

Se hipotetiza que la recuperación del sustrato basáltico, la recuperación de la heterogeneidad, así como la eliminación de las especies exóticas en el sitio favorecerá la recuperación de la estructura y composición vegetal y el arribo de dos especies de fauna nativas.

Se espera que la abundancia de *Sphenarium purpurascens* aumentará gracias a las acciones de restauración y que la población de *Peromyscus gratus* afectada por el disturbio aumentará el número de individuos después de las acciones de restauración.

Por otro lado, se espera que la extracción de plantas exóticas permitirá el aumento en la diversidad de las presentes nativas en la zona sujeta a restauración.

III. MÉTODOS

3.1. Área y sitios de estudio.

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel que se encuentra ubicada en Ciudad Universitaria en la Delegación Coyoacán, Distrito Federal (19°18'31''-19°19'17'' norte, 99°10'20''-99°11'52'' oeste, 2200-2277 m s.n.m.). Presenta un clima templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1978), una temperatura media anual de 15.5°C y una precipitación media anual de 835 mm (Valiente-Banuet y De Luna, 1990) distribuida de manera irregular en una temporada de lluvias (de junio a octubre) y una de secas (de noviembre a mayo) (Rzedowski, 1954; Meave *et al.*, 1994). La vegetación que caracteriza a la zona es de tipo matorral xerófilo (Rzedowski, 1978).

A mediados del siglo pasado, Rzedowski (1954) reportó un listado de 318 especies en el área cubierta por matorral xerófilo en el Pedregal de San Ángel. Posteriormente, Valiente-Banuet y De Luna (1990) registran 301 especies en la REPSA. Actualmente, Castillo-Argüero *et al.* (2009) registran un total de 377 especies de plantas, y más de la mitad de ellas (55%) son introducidas (30 especies; 8%) o malezas (176 especies; 47%). La briofauna contiene 48 especies de musgos, un antoceronte y 18 hepáticas (Delgadillo y Cárdenas, 2009).

Se han registrado 75 especies de ciliados (Aladro *et al.* 2009), 114 de algas, (Novelo *et al.*, 2009), 30 de líquenes (Herrera-Campos y Lücking, 2009), 43 especies de macromicetos (Valenzuela *et al.*, 2009), 817 especies de artrópodos (735 Insecta, 50 Arachnida, 20 Acarida, un Chilopoda, un Diplopoda y 10 Crustacea (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009); siete especies de anfibios y 23 de reptiles (Méndez *et al.*, 2009), 148 especies de aves (Chávez y Gurrola, 2009), y entre 33 y 39 especies de mamíferos silvestres (Hortelano-Moncada *et al.* 2009).

En la REPSA se pueden observar varias cadenas tróficas de una gran importancia (Cano-Santana, 1994a) dando énfasis en las especies de plantas que aportan una mayor productividad primaria neta aérea (PPNA). Las especies de plantas con mayor importancia por su aporte PPNA son *Muhlenbergia robusta* Hitchc. (Graminea) con 16.0% y es alimento de animales como el conejo *Sylvilagus floridanus* Merriam (Lagomorpha: Leporidae) y el polen de sus inflorescencias sirve de alimento de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) (Cano-Santana, 1994a); *Verbesina virgata* Cav. (Compositae) con 15.1%, sirviendo de alimento para muchos insectos (Ruvalcaba *et al.*, 2009); *Buddleia cordata* H. B. K. (Loganiaceae) con el 10.9%, cuyos herbívoros más importantes son *S. purpurascens*, *Nodonota curtula*

Jacoby (Coleoptera: Chrysomelidae), el gusano medidor *Acronyctodes mexicanaria* Walker (Lepodoptera: Geometridae), entre otros; *Dahlia coccinea* Cav. (Compositae) con el 9.6% y sirve como alimento principalmente de *S. purpurascens* y de *Piezogaster indecorus* Walker (Coreidae); *Echeveria gibbiflora* DC. (Crassulaceae) con el 5.8%, es alimento de *Xamia xami* Reakirt (Lepidoptera: Lycaenidae) (Cordero y Soberón, 1990) y *Aphis gossypii* (Homoptera: Aphididae) (Barrera, 1991); y *Manfreda scabra* Cav. (= *M. brachystachya*) (Amaryllidaceae) con el 5.4% (Cano-Santana, 1993) que sirve de alimento para los adultos de *S. purpurascens* y para el conejo *S. floridanus* (Eguiarte, 1983). Entre los animales que tienen gran importancia en el flujo de energía se encuentran el conejo *S. floridanus*, el áfido *A. gossypii*, el cacomixtle *Bassariscus astutus* Lichtnestein (Carnivora: Procyonidae), el tlacuache *Didelphis virginiana* Bennett (Marsupialia: Didelphidae), el ratón *Peromyscus gratus* Merriam (Rodentia: Muridae), el zorrillo *Mephitis macroura* Linchtenstein (Carnivora: Procyonidae) y el chapulín *S. purpurascens* (Cano-Santana, 1994b).

El estudio se realizó al sureste del área de amortiguamiento A11 “Vivero Alto” que se encuentra al sur de la Zona Núcleo Poniente de la Reserva del Pedregal, que tiene una superficie de 2,250 m², dividida por un camino de 15 m de ancho por 50 m de largo, en dos porciones: una de 50 × 35 m y la otra de 50 × 15 m (Fig. 3.1). Al inicio del proyecto (2006) las especies fisonómicamente dominantes eran *Phytolacca icosandra* L. (Phytolaccaceae), *B. cordata*, *P. clandestinum* y *Ricinus communis* L. (Euphorbiaceae) y se apreciaba la presencia de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh (Myrtaceae), *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae) y *Gnaphalium* spp. La altura de la vegetación era de en promedio 1.5 m de altura, destacando por este atributo algunos

árboles de *B. cordata* y algunos individuos de *E. camaldulensis* de entre 1.5 y 2.5 m de altura.

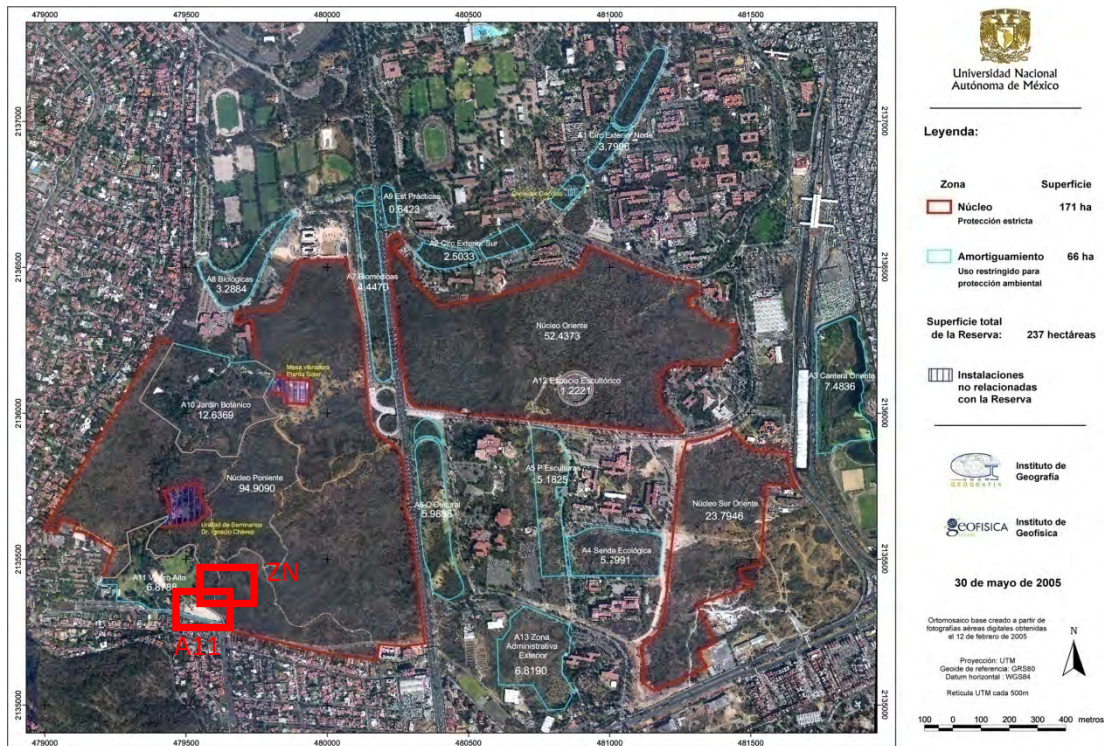


Figura 3.1. Localización de los sitios de estudio dentro de los terrenos de la REPSA. ZN = zona conservada de referencia en la Zona Núcleo Poniente, A11 = parte sureste del área de amortiguamiento A11 “Vivero Alto” sujeta a restauración (aspecto en enero de 2005).

Se seleccionaron dos áreas de referencia con el mismo tamaño que el sitio a restaurar, una de 35×50 m y otra de 15×50 m separadas 50 m entre sí y localizadas entre 10 y 30 m al norte de la zona sujeta a restauración (Fig. 3.1). El área utilizada como sitio de referencia, desde ahora llamada ZN, se encuentra al norte de la zona sujeta a restauración dentro de la Zona Núcleo Poniente. Presenta una topografía heterogénea, donde encontramos grandes grietas y algunos sitios planos y extensas planchas de roca basáltica expuesta. Entre las especies dominantes en ZN se observaron a *Senecio Praecox* (Cav.) DC., *B. cordata*, *D. coccinea*, *Cissus sicyoides* L., *E. camaldulensis* y *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq.

3.2. Sistema de estudio.

3.2.1. *Sphenarium purpurascens*. El chapulín *S. purpurascens* es el ortóptero más abundante en México y también de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, tiene una distribución geográfica que se extiende desde Oaxaca y Chiapas hasta Jalisco (Navarro-Nava, 1999). Este chapulín tiene la cabeza triangular, con un fastigio cefálico dividido simétricamente por una línea media, tiene un cuerpo robusto y fisiforme, el pronoto es convexo y presenta una fina quilla longitudinal y muestra alas vestigiales (Cano-Santana y Castellanos-Vargas, 2009). Presenta dimorfismo sexual en donde las hembras adultas son más grandes, con cabezas más grandes, las antenas más cortas y ojos más pequeños, también tiene una meso y metanoto más anchos y los fémora de las patas son más delgados (Cueva del Castillo, 1994). Es una especie que cumple su ciclo de vida en aproximadamente 252.4 días en promedio (Serrano-Limón y Ramos-Elorduy, 1989). Es un insecto paurometábolo con cinco estadios de desarrollo, las ninfas eclosionan entre mayo y junio y los adultos en agosto y todos mueren entre diciembre y enero (Cano-Santana y Oyama, 1992). Las poblaciones de *S. purpurascens* en la Reserva del Pedregal son muy grandes, en donde se puede observar hasta 22.8% ind/m² (Cano-Santana, 1994). También se sabe que representa del 52.4% al 95% de biomasa seca total de artrópodos epífitos (Ríos-Casanova, 1993; Ríos-Casanova y Cano-Santana, 1994).

3.2.2. *Peromyscus gratus*. El ratón *P. gratus* tiene un tamaño mediano (Chávez-Tovar, 2005), que presenta unas medidas externas de longitud total= 171 a 231 mm; cola= 76 a 123 mm; pata= 20 a 27 mm; oreja= 18 a 25 mm; con un peso de 20 a 30 g. Presenta generalmente tres tipos de coloración, gris claro mezclado con pardo sobre un fondo gris o pardo mezclado con ocre sobre el fondo gris; tiene una línea lateral de color ante;

las patas son de color blanco; la cola es bicolor, parda por arriba y blanquecina debajo; una característica que lo identifica de otras especies son sus orejas muy grandes (Chávez-Tovar, 1993; Ceballos y Galindo, 1984). Construye sus madrigueras entre las grietas de las rocas; es semiarborícolas y tiene una gran habilidad para trepar; su reproducción en México es en los meses de mayo a diciembre, con mayor frecuencia en la temporada de lluvia (Chávez-Tovar, 1993; Chávez y Ceballos, 1994). Chávez-Tovar (1993) registró en el Pedregal de San Ángel una densidad promedio de 33.7 ind/ha, con la densidad máxima de 59 ind/ha en diciembre y la mínima en agosto con 20 ind/ha. Su alimentación consiste de materia vegetal verde, semillas y hongos, aunque también pueden consumir insectos (Servín *et al.*, 1994).

Se distribuye en las partes altas del altiplano mexicano y del eje neovolcánico (1710 a 2700 m s.n.m.) (Ceballos y Galindo, 1984). Se ha registrado desde Nuevo México hasta el centro y sureste de México (Ceballos y Galindo, 1984). Vive en matorrales de regiones áridas, bosques húmedos, bosques de pino y encino, derrames lávicos, valles abiertos y terrenos de cultivos (Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Oliva, 2003).

3.3. Control de plantas exóticas y recuperación del sustrato original.

Se realizaron cuatro jornadas de restauración ecológica con la participación voluntaria de estudiantes de la UNAM entre octubre de 2006 y mayo de 2007. En estas jornadas se retiró el material no consolidado y los desechos inorgánicos, así como las plantas exóticas *P. clandestinum*, *R. communis* y *E. camaldulensis*. En ellas asistieron 53 personas, completando 318 horas hombre y retirando un total de 13.8 m³ de material (Tabla 3.1). Del total de material retirado 4.5 m³ corresponden a tejidos de *P.*

clandestinum, 3.8 m³ de *R. communis*, 3.3 m³ de *E. camaldulensis* y 2.2 m³ de material no consolidado (tierra y gijarros de origen no basáltico) (Tabla 3.1).

3.4. Composición y estructura de la comunidad vegetal.

Para conocer la composición y la cobertura vegetal de la zona sujeta a restauración así como de la zona de referencia, se trazó en cada una de ellas seis líneas de Canfield de entre 15 y 35 m (tres por zona). Éstas se usaron para muestrear la vegetación cada 2-3 meses de julio de 2006 a julio de 2007. Las especies se clasificaron por arvenses, no arvenses y exóticas (ver Antonio-Garcés *et al.*, 2009).

Tabla 3.1. Número de asistentes, horas hombre de esfuerzo y material retirado durante la jornadas de limpieza realizadas en la zona de amortiguamiento 11, del 14 de octubre de 2006 al 26 de mayo de 2007.

Jornada	Fecha	No. Asistentes	h hombre	Material Retirado (m³)
1	14/oct/06	30	180	6.2
2	02/dic/06	10	60	3.2
3	14/abr/07	5	30	2.0
4	26/may/07	8	40	2.4
Total		53	310	13.8

3.5. Efecto de la extracción de plantas exóticas.

Se delimitaron seis cuadros de 6 × 6 m en el área sujeta a restauración. Tres cuadros permanecieron como control (sin retirar plantas exóticas) y a los tres restantes se les

retiró en seis ocasiones durante el periodo de estudio las plantas exóticas presentes. Se monitoreó la estructura de la comunidad vegetal trazando, en cada cuadro, cuatro líneas de Canfield de 6 m, sobre las cuales se muestreó la vegetación en octubre y diciembre de 2006, y en mayo, julio y septiembre de 2007. De los cuadros con extracción de plantas exóticas se extrajeron dos especies: 3.73 m³ *P. clandestinum* (94%) y 0.23 m³ de *E. camaldulensis* (6%) con un total de 4 m³ de material vegetal extraído.

3.6. Muestreos de *Sphenarium purpurascens*

Se determinó la densidad poblacional de los chapulines *S. purpurascens* tanto en la zona sujeta a restauración A11 como en la zona de referencia ZN, contando el número de chapulines en 22 cuadros de 1 × 1 m utilizando el método seguido por Cano-Santana (1994b) y utilizando redes de golpeo de 32 cm de diámetro para la captura de los ejemplares. El método consistió en escoger los sitios al azar y usar dos técnicas: 1) contabilizar visualmente los individuos presentes y 2) atrapar los chapulines con las redes de golpeo de golpeo. Posteriormente, se contaron los individuos que se capturaron y después se liberaron. El número de chapulines registrado en cada cuadro era el número más alto obtenido por alguna de las dos técnicas.

Los muestreos de chapulines se hicieron cada mes de julio a octubre de 2006. Los datos se compararon con análisis de varianza de dos vías y se corrigieron como $\sqrt{(x+0.5)}$, por tratarse de datos discretos (Zar, 1999).

3.7. Monitoreo de *Peromyscus gratus*

Para determinar la presencia y abundancia relativa de *P. gratus* en A11 así como en ZN, se colocaron 30 trampas tipo Sherman ($28 \times 8 \times 9$ cm) durante la luna nueva por tres noches cada dos meses, en A11 desde octubre de 2006 a octubre de 2007 y en ZN de febrero a agosto de 2007. Al ser capturados los ejemplares se marcaron con un pequeño corte de pelo en la espalda que nos facilitó el reconocimiento de los individuos previamente capturados. Como en las trampas también se colectaron ejemplares de *Mus musculus* L., éstos también se cuantificaron. A los ratones domésticos se les aplicó eutanasia. La abundancia de ratones de las dos especies fue calculada como el número acumulado de ratones en los tres días de colecta, sin considerar los individuos recapturados.

IV. RESULTADOS.

4.1. Composición y estructura de la comunidad vegetal

Utilizando la línea de Canfield, en la zona conservada de referencia localizada en la Zona Núcleo Poniente (ZN) se registraron 50 especies de plantas, de las cuales 42 (84.0%) fueron no arvenses, seis (12.0%) fueron arvenses y sólo dos (4.0%) fueron exóticas. En contraste, en la zona A11 se registraron sólo 39 especies, de las cuales 21 (53.8%) fueron no arvenses, nueve (23.1%) fueron arvenses y otras nueve fueron exóticas (Apéndice 1). El índice de similitud de Sørensen entre la comunidad vegetal del sitio A11 sujeta a restauración y la ZN fue de 0.49.

La estructura de la vegetación de la zona sujeta a restauración (A11) muestra una dominancia de algunas especies como *Pennisetum clandestinum*, *Phytolacca icosandra*, *Buddleia cordata*, *Ricinus communis*, *Gnaphalium* spp. y *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae) (Fig. 4.1a). En julio de 2006, *P. clandestinum* registró 29% de la cobertura relativa sin grandes variaciones en los tres siguientes muestreos (31.0% en octubre, 29.0% en diciembre y 25.6% en febrero), pero en abril de 2007 su cobertura relativa disminuyó a 14.5% y en junio del mismo año registró 23.4%. *Phytolacca icosandra* registró una cobertura relativa que varió entre 25.0 y 38.6% en el periodo de estudio; *B. cordata*, por su parte, tuvo una cobertura relativa que fue aumentando de 18% en julio de 2006 a 25.1% en junio de 2007. *Ricinus communis* registró coberturas relativas de entre 2 y 7%.; *Gnaphalium* spp. representó el 5% de la cobertura relativa en diciembre de 2006, mientras *Nicotiana glauca* registró 5% en junio de 2007.

La estructura de la comunidad vegetal en el sitio conservado de referencia (ZN) fue muy diferente al sitio sujeta a restauración (A11), ya que registró mayor número de especies dominantes. *Buddleia cordata* registró una cobertura de entre 12.3% en julio de 2006, pasando por un máximo de 19.4% en marzo de 2007 y 10.8% en julio de 2007; *C. sicyoides*, por su parte, registró coberturas de 7.29% en julio de 2006 hasta alcanzar su máximo valor de 16.1% un año más tarde. *Eucalyptus camaldulensis* registró una cobertura relativa de entre 7.97% en julio de 2006, aumentando en los siguiente muestreos hasta alcanzar su máximo valor en marzo de 2007 y disminuyendo a 5.6% en julio de 2007; *S. praecox* registró una cobertura de entre 5.5 y 9.2%; *D. viscosa* registró coberturas de entre 3.6 y 8.9%. Otras especies menos dominantes que las anteriores fueron *D. coccinea*, *M. robusta*, *Eupatorium petiolare* Moc. et Sessé ex DC. (Asteraceae), *Eysenhardtia polystachya* (Ort.) Sarg. (Fabaceae), *Metastelma*

angustifolium Torr. (Asclepiadaceae) y *Dioscorea galeottiana* Kunth (Dioscoreaceae) (Fig. 4.1b). La mayoría de especies presentes en la ZN no forman parte de la estructura vegetal de A11, excepto *B. cordata* y *E. camaldulensis*.

El cambio temporal de la cobertura relativa entre diferentes tipos de plantas en A11 no presentó una variación muy grande, sin embargo, las plantas exóticas fueron las más abundantes registrando los valores más altos en cobertura vegetal relativa, seguidas de las no arvenses y al final las arvenses (fig. 4.2a). De esta manera, las plantas exóticas representan el 57.6 % en julio de 2006 y se registró un máximo de 65.4% en octubre del mismo año; finalmente, se registró 47.8% en el último mes de muestreo que corresponde a junio de 2007. Las arvenses representaron el 4.54% de la cobertura relativa en el mes de julio de 2006 y su máximo se registró en diciembre del mismo año con una cobertura relativa de 11.0%; en el mes de junio de 2007, último muestreo, se registró una cobertura de 9.6%. Se registró una cobertura relativa de 26.6% de no arvenses en julio de 2006 y en junio de 2007 registró su máximo de cobertura con 40.5%. Por otra parte, la ZN registró valores diferentes a A11 (Fig. 4.2b). Las plantas que registraron una mayor cobertura relativa fueron las no arvenses con 88.7% en julio de 2006, disminuyendo a 85.1% en mayo de 2007 y finalmente se registró una cobertura de 88.3% en mayo del mismo año. Las exóticas registraron una cobertura relativa desde 8.3% en octubre de 2006 y un máximo de 13.3% en marzo de 2007. Las arvenses tuvieron su máxima cobertura en octubre de 2006, disminuyendo hasta el 1.2% en noviembre de ese año y finalmente una cobertura relativa de 2% para el mes de mayo de 2007.

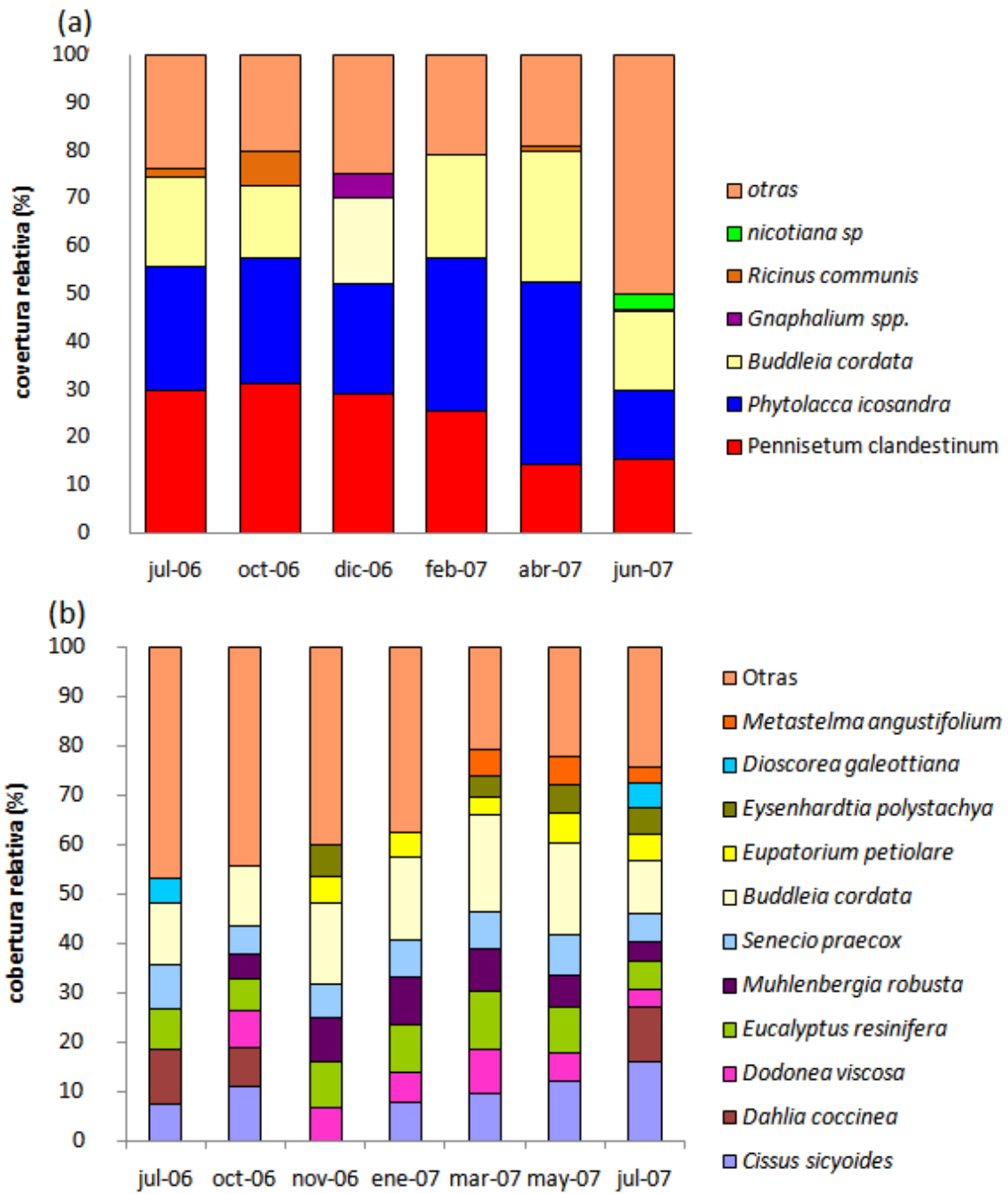


Figura 4.1. Cambio temporal de la cobertura relativa de diferentes especies de la comunidad vegetal en el área sujeta a restauración en la zona A11 (a) y de una zona conservada de referencia localizada en la Zona Núcleo Poniente (b) de la REPSA.

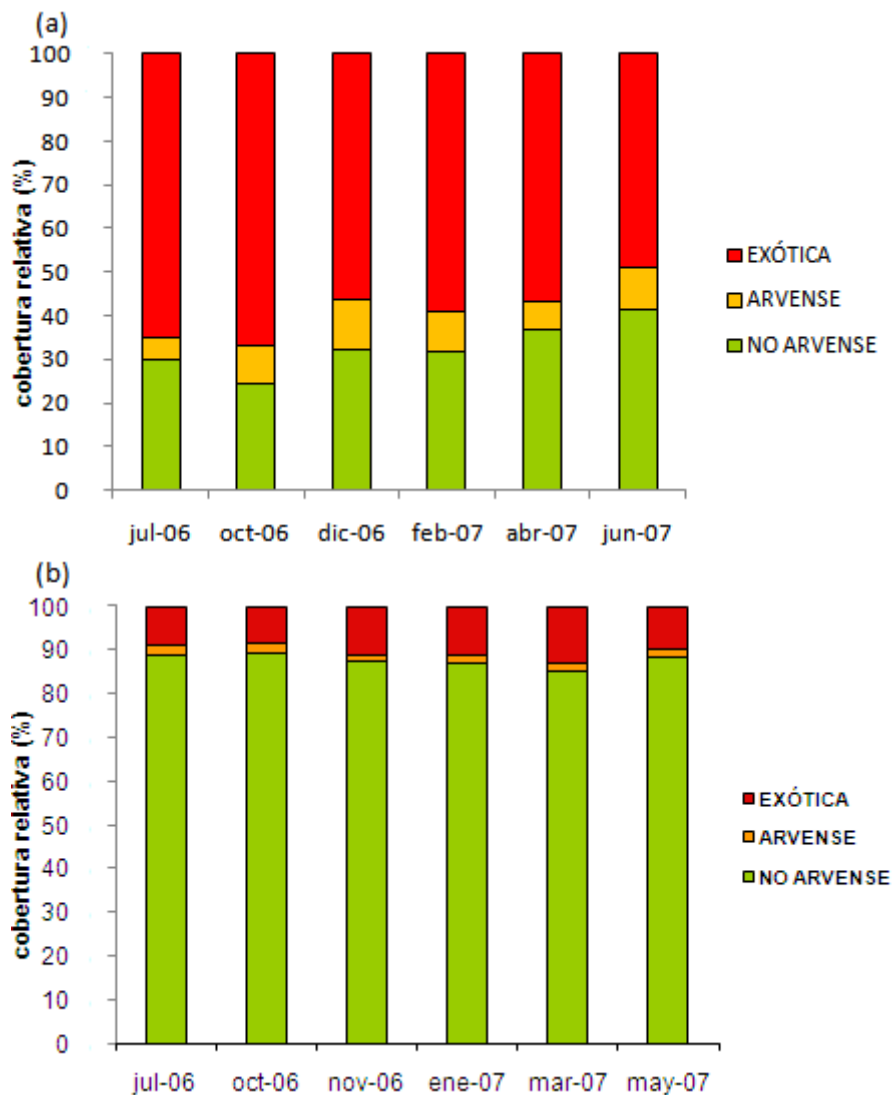


Figura 4.2. Cambio temporal de la cobertura relativa de diferentes tipos de plantas (exóticas, arvenses y no arvenses) en el área sujeta a restauración en la zona A11 (a) y de una zona conservada de referencia localizada en la Zona Núcleo Poniente (b) de la REPSA.

4.2. Control de plantas exóticas.

Los resultados del control de plantas exóticas permiten una recuperación de la composición de la comunidad vegetal (Fig. 4.3). Los cuadros sujetos a extracción de plantas exóticas (Fig. 4.3a) registraron una cobertura relativa de *P. clandestinum* de 34.5% en octubre de 2006, el cual disminuyó a 7.3% en mayo de 2007, aumentó a 15% en julio del mismo año y, finalmente, registró 3.7% en septiembre. La cobertura relativa

de *P. icosandra* mostró variaciones que fueron de 5.0% en mayo a 18.7% en diciembre. La cobertura de *B. cordata* fue incrementándose de 21.5%, en octubre de 2006, hasta llegar a 40.1% en septiembre de 2007. La cobertura relativa de *E. camaldulensis*, por su parte, no rebasó 5%, en tanto que la de *W. urens* se mantuvo entre 5 y 6% y la de *V. virgata* varió entre 5.0 y 9.8%. *Eysenhardtia polystachya* se registró en diciembre de 2006 5.4% de cobertura. En contraste, en las parcelas que no se extrajeron plantas exóticas se registró una composición distinta (Fig. 4.3b). En este tipo de cuadros la cobertura relativa de *P. clandestinum* se mantuvo entre 30.0%, en julio de 2007 y 54% en mayo del mismo año. *Buddleia cordata* registró una cobertura relativa de entre 13.2% en octubre de 2006, y 24.3% en julio de 2007. *Eucalyptus camaldulensis*, por su parte, presentó una cobertura que varió entre 1.0 y 3.8%, mientras *Tropaeolum majus* registró coberturas que variaron entre 9.1 y 14.4%.

El control de plantas exóticas y malezas logró incrementar la cobertura de las plantas nativas no arvenses de 33%, en octubre de 2006, a 74% que en promedio registraron entre mayo y septiembre de 2007 (Figura 4.4). Estas acciones lograron reducir la cobertura relativa de plantas exóticas de 40%, en octubre de 2006, a 14.2% que en promedio registraron posteriormente, en tanto que las arvenses se redujeron de 26%, registrado entre octubre y diciembre de 2006, a 13%, que en promedio registraron posteriormente.

Se encontró que las parcelas con extracción de plantas exóticas (R1, R2 y R3) fueron más parecidas entre sí, con valores de similitud que variaron entre 0.645 a 0.722 (Fig. 4.5; Tabla 4.1). La parcela R1 también tuvo una alta similitud con las parcelas C1 y C2 (parcelas control sin extracción de plantas exóticas). Las parcelas C1, C2 y C3 son más parecidas entre ellas y presentan una similitud que va de 0.483 a 0.687. Los valores

de similitud entre parcelas de distinto tipo tuvieron generalmente valores más bajos y variaron entre 0.141 y 0.514.

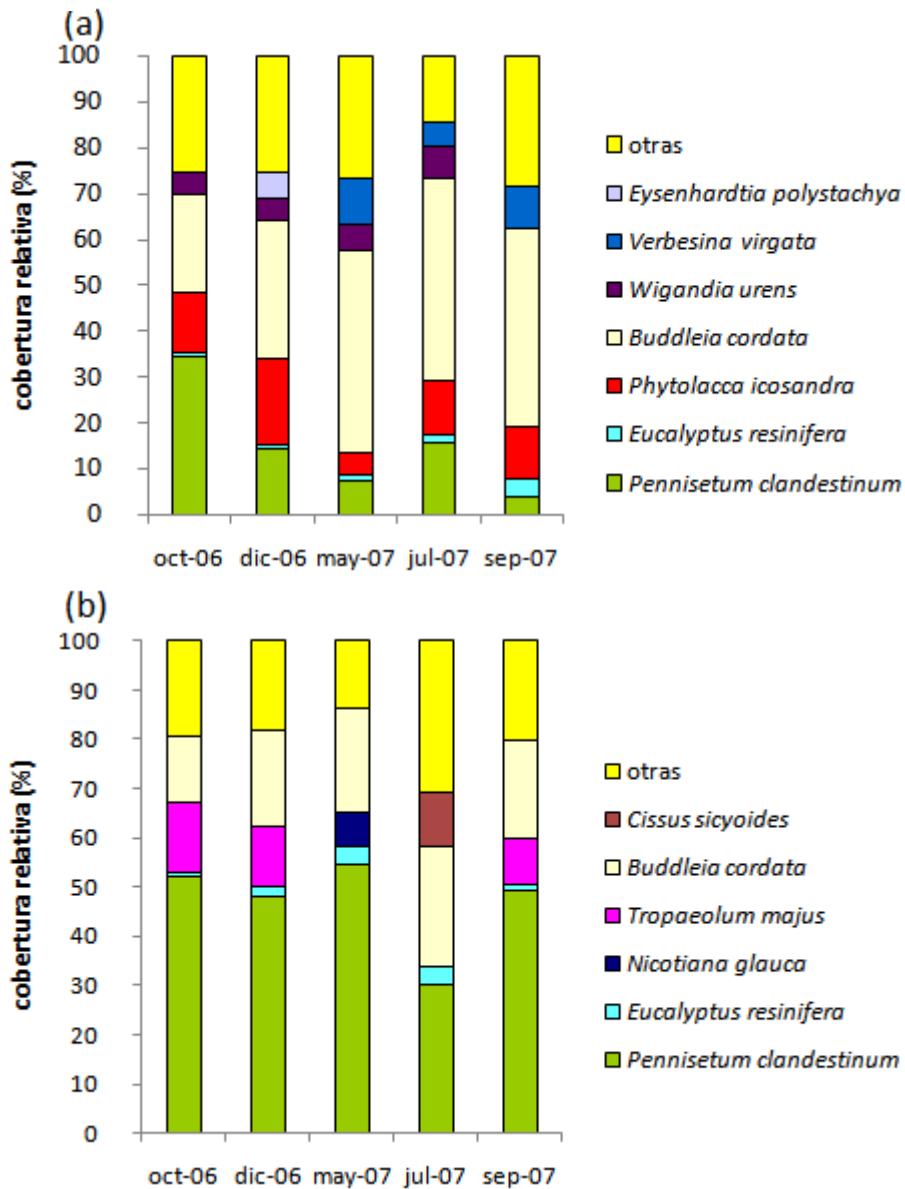


Figura 4.3. Comparación de los cambios de la cobertura relativa de plantas presentes en parcelas sujetas a control de exóticas (a), así como en parcelas no sujetas a este tipo de manejo (b), en el sureste de la zona de amortiguamiento 11 de la REPSA.

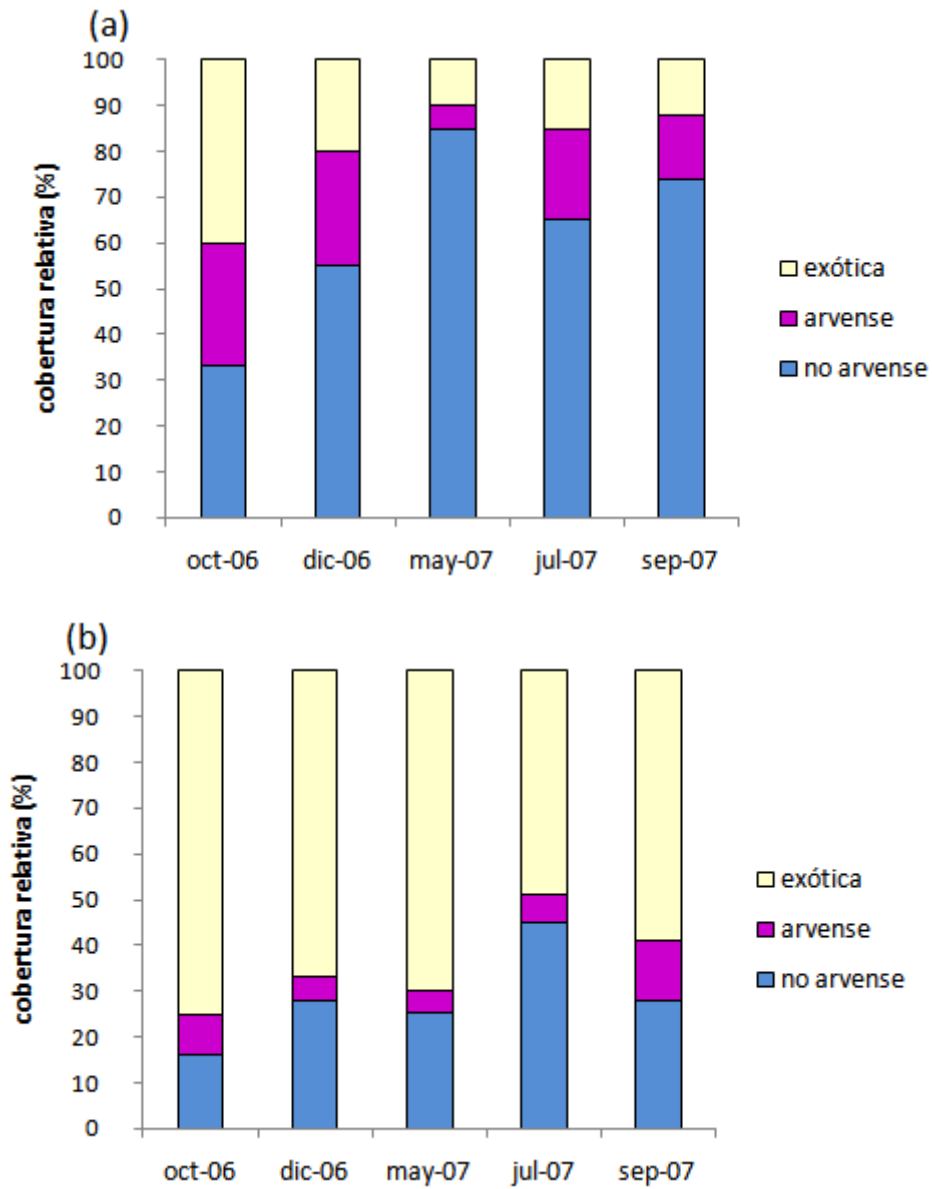


Figura 4.4. Cambio temporal en la composición por tipo de planta en parcelas sujetas a extracción de plantas exóticas (a) y en parcelas control (b) de A11.

Tabla 4.1. Matriz de similitud de Sørensen entre parcelas sujetas a control de plantas exóticas (R) y parcelas control (C).

	<i>R2</i>	<i>R3</i>	<i>C1</i>	<i>C2</i>	<i>C3</i>
<i>R1</i>	0.710	0.722	0.514	0.500	0.141
	<i>R2</i>	0.645	0.467	0.387	0.333
		<i>R3</i>	0.457	0.444	0.414
			<i>C1</i>	0.687	0.500
				<i>C2</i>	0.483

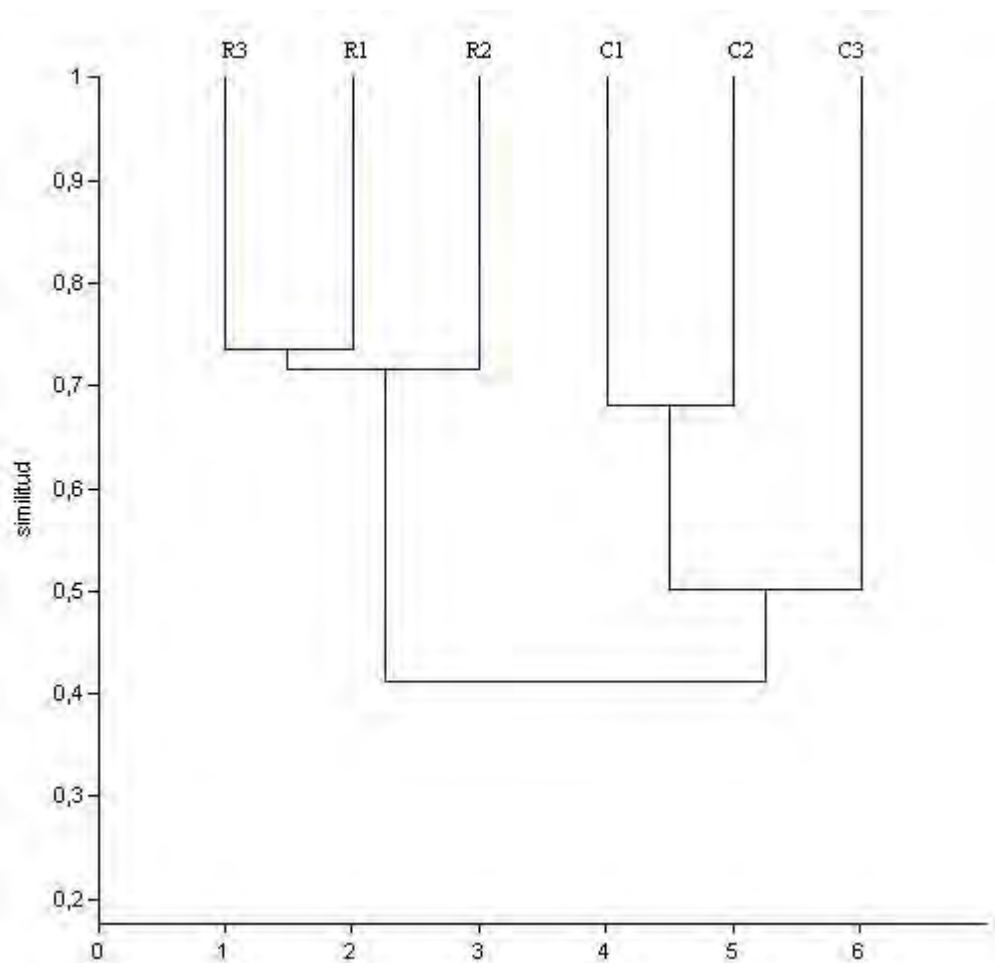


Figura 4.5. Dendrograma de similitud de Sørensen entre las seis diferentes parcelas: 1, 2 y 5 corresponden a las parcelas con extracción de plantas exóticas; 3, 4 y 6 corresponden a parcelas control.

4.3. Densidad de *Sphenarium purpurascens*

Se encontró un efecto significativo de la fecha ($F_{3,157} = 15.23$, $P < 0.001$), del tipo de sitio ($F_{1,157} = 5.301$, $P = 0.0225$) y de la interacción tiempo \times sitio ($F_{3,157} = 6.19$, $P = 0.001$) sobre la densidad de chapulines. La densidad de chapulines fue significativamente más alta en ZN que en A11. En julio de 2006 se registró el pico de densidad de *S. purpurascens* con $19.0 \pm \text{e.e. } 2.8 \text{ ind/m}^2$ en ZN, en tanto que en A11 hubo $4.4 \pm 0.7 \text{ ind/m}^2$ (Fig. 4.6); siendo el mes en el que se registraron diferencias significativas entre sitios. En agosto disminuyó la densidad, registrándose $4.1 \pm 1.7 \text{ ind/m}^2$ en ZN y $3.1 \pm 1.1 \text{ ind/m}^2$ en A11. Entre septiembre y octubre se mantuvieron valores bajos de la densidad (de entre 0.6 y 2.4 ind/m^2) en ambos sitios.

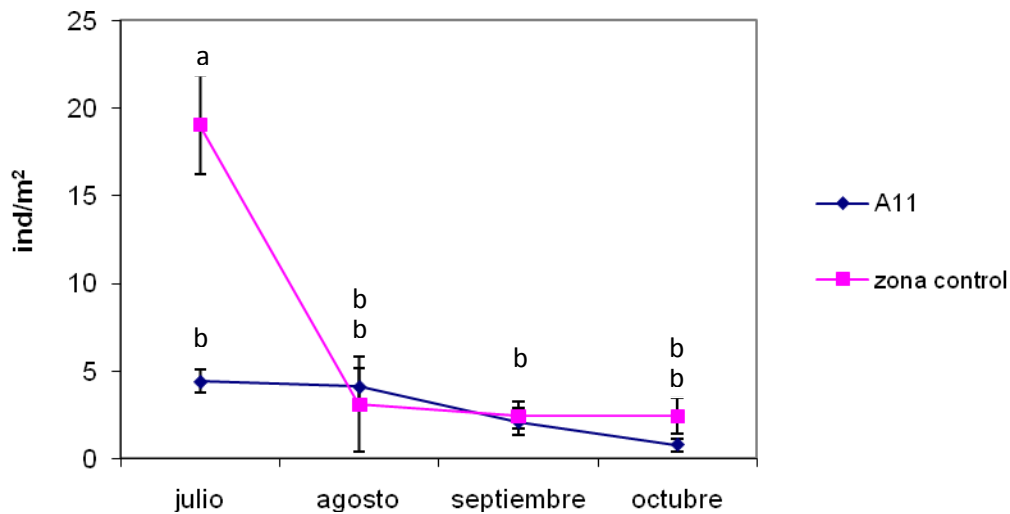


Figura 4.6. Densidad de chapulines *S. purpurascens* en la zona sujeta a restauración (A11) y otra conservada localizada en la zona núcleo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Tukey).

4.4. Abundancia de *Peromyscus gratus*

En la zona A11 se registró la actividad de *Peromyscus gratus* así como de *Mus musculus*, en tanto que en la ZN sólo se registró a *P. gratus* (Tabla 4.1). Las abundancias de *P. gratus* en A11 variaron de 2 ind/30 trampas, en abril de 2007, a 15 ind/30 trampas en diciembre de 2006 y febrero de 2007, en tanto que en ZN, esta especie registró densidades que variaron de 9 ind/30 trampas, en agosto de 2007 a 19 ind/30 trampas en febrero del mismo año. *Mus musculus*, por otra parte, registró en A11 densidades que variaron de 0, en junio y agosto de 2007, a 3 ind/30 trampas en diciembre de 2006 (Tabla 4.1).

Tabla 4.2. Abundancia de *Peromyscus gratus* y *Mus musculus* (No./ 30 trampas) en la zona sujeta a restauración (A11) y en una zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo poniente de la REPSA. Datos de octubre de 2006 a agosto de 2007. n.d. = no hay datos. El número de ratones capturado en cada noche de colecta se presenta en el Apéndice 2.

Fecha	<i>Peromyscus gratus</i>		<i>Mus musculus</i>	
	A11	ZN	A11	ZN
Octubre, 2006	8	n.d.	2	n.d.
Diciembre, 2006	15	n.d.	3	n.d.
Febrero, 2007	15	19	3	0
Abril, 2007	2	15	1	0
Junio, 2007	7	12	0	0
Agosto, 2007	8	9	0	0

4.5. Costos

El costo calculado de las acciones de restauración en esta fase del proyecto en la zona A11 ha sido de \$18,914.00 moneda nacional, en donde se incluye el gasto en la elaboración de carteles de información, camión para el transporte y retiro de desechos, equipo de jardinería, mano de obra y víveres (Tabla 4.3). Estos conceptos no incluyen los costos por remoción y adición de roca basáltica, así como del costo de la roca misma.

Tabla 4.3. Costos del proyecto de restauración ecológica de la zona sureste del área de amortiguamiento A11 (Vivero Alto) de la REPSA.

Actividad	Herramientas y materiales	Costo (pesos)	Apoyo Institucional
	Camión para retiro de		
Retiro de desechos	desechos	800	D.G.S.G. ²
	Carteles de difusión	1,800	F. Ciencias ³
	Equipo de jardinería	8,000	F. Ciencias ³
	Mano de obra	1,814 ⁴	Voluntarios
	Víveres	4,000	F. Ciencias ³
	Transporte material	2,500	
TOTAL		18,914	

¹ Dirección General de Obras y Conservación

² Dirección General de Servicios Generales

³ Facultad de Ciencias

⁴ Calculado según el salario mínimo de 2007

V. DISCUSIÓN

5.1 Estructura y composición vegetal

La zona sujeta a restauración presenta una dominancia de algunas especies nativas (*P. icosandra* y *B. cordata*) y exóticas (*P. clandestinum*, *E. camaldulensis* y *R. communis*). Esto nos indica que la diversidad vegetal en este sitio es baja a causa del disturbio humano y que se encuentra dominada por unas cuantas especies y se necesitan otras acciones para aumentar la diversidad. En especial, se deben buscar acciones que eliminen por completo a *P. clandestinum*, por la gran extensión de terreno que puede cubrir y que a su vez impide el crecimiento de otras especies nativas (Segura-Burciaga, 2009). La disponibilidad de espacios de colonización después del disturbio permitió la entrada de nuevas especies entre las cuales se encuentran las plantas exóticas (Hobbs y Huenneke, 1992; D'Antonio y Meyerson, 2002).

Buddleia cordata es una especie nativa del Pedregal y crece en lugares muy perturbados como zonas urbanas (Rzedowski y Rzedowski, 2005), pero su gran densidad y cobertura en la zona sujeta a restauración puede impedir el crecimiento de otras especies nativas tardías del Pedregal de San Ángel. *Buddleia cordata* es reconocida por dominar sitios perturbados de la REPSA donde se hizo extracción de cantera o donde se depositó basura (L. Hernández-Hererrías, datos no publ.). Asimismo coloniza muchos lotes baldíos del sur de la ciudad de México, incluyendo muros de edificaciones (Z. Cano-Santana, com. pers.). Sería recomendable aplicar un programa de reducción de la cobertura de esta especie seguido de un monitoreo para probar un posible incremento de la diversidad.

Las comunidades vegetales de A11 y ZN registran una similitud de 0.49 que aunque no muy alta denota un considerable nivel de recuperación del sitio en sólo tres años. Asimismo, el patrón de cambio de cobertura de especies no arvenses ha ido incrementándose, así como el número de plantas nativas del Pedregal. La cobertura de plantas no arvenses se ha incrementado en promedio de 1.7% de cobertura por mes y ha sido colonizada por 21 especies de dichas plantas. Esto se debe a (1) la recuperación del sustrato basáltico logrado, y (2) la cercanía de la parcela sujeta a restauración con la Zona Núcleo Poniente, lo que facilita el arribo de semillas y propágulos por vectores bióticos y abióticos en constante flujo (Seidler y Plotkin, 2006; Nathan *et al.*, 2008). Sin embargo, A11 presenta una menor diversidad de plantas nativas y su recuperación tomará aún mucho tiempo. Se calculaba que si se mantiene el programa de control de plantas exóticas y la extracción de material no consolidado, que favorece la presencia de plantas no exóticas, la estructura de la comunidad se restableciera en aproximadamente 5 años.

5.2 Control de plantas exóticas

El control de las plantas exóticas y la eliminación de materiales no consolidados favoreció el incremento de la cobertura de 21 especies no arvenses, como *B. cordata*, *C. sycioides* y *Passiflora subpeltata*, que elevaron su dominancia conjunta de 26.6 a 40.5%. También se vio favorecida la arvense *P. icosandra*, maleza en diversos hábitats en condiciones de disturbio (Rzedowski y Rzedowski, 2005) que resultó ser una planta dominante a lo largo de sucesión. En estos cuadros se disminuyó la cobertura de las especies exóticas *P. clandestinum* (hasta 3.7%) y *E. camaldulensis* (<5%). La presencia

de esta última especie es favorecida por la presencia de varios eucaliptos semilleros que se estuvieron presentes en los terrenos de la zona núcleo adyacente.

Los cuadros con extracción de plantas exóticas fueron más similares entre sí (0.645 a 0.722) que los control (Tabla 4.2), lo que indica que la extracción de plantas exóticas logra cambiar la estructura de la comunidad vegetal, reduciendo efectivamente la cobertura de éstas favoreciendo un incremento de la cobertura de las plantas nativas. Asimismo, las actividades de restauración logran reducir la varianza existente entre sitios, haciéndolos más parecidos entre sí en términos de estructura de la comunidad vegetal.

5.3. Densidad de chapulines y roedores

La densidades de *S. purpurascens* son bajas en A11 (de 4.4 ind/m² en julio hasta 0.7 ind/m² en octubre de 2006) en comparación con ZN, sin embargo, podemos decir que las poblaciones se encuentran presentes gracias a la cercanía con la zona núcleo donde se mantienen altas las densidades de éstos. Se ha registrado que la corta distancia de las zonas que mantienen reservorios de especies animales promueve una constante migración (Munguira y Thomas, 1992). La velocidad con la que puedan crecer las poblaciones de chapulines y otras especies dependerá de la cantidad y calidad de alimento disponible en el sitio sujeto a restauración (Williams, 1997). Gracias a los monitores tempranos de especies importantes en un sitio perturbado y durante el proceso de restauración, se puede saber si la asistencia de estos sitios es la indicada.

Por otra parte, las densidades de *P. gratus* en A11 fueron menores a las registradas en ZN. Sin embargo, la diferencia entre sitio no es muy grande indicándonos

que los ratones están presentes y que las condiciones que caracterizan el sitio, como dominancia y presencia de especies exóticas, no les afecta en el desempeño de sus actividades. Aunque hay que tener en cuenta que los mamíferos son muy sensibles a las alteraciones del hábitat (Johnson *et al.*, 1996) y que su abundancia está correlacionado con la estructura vegetal (Kerley, 1992).

La presencia de *M. musculus* nos sugiere que la entrada de nuevas especies a la comunidad está presente, sin importar que sean exóticas. Por otra parte, los datos registrados en el estudio nos muestran que las poblaciones no son tan grandes y que no están desplazando a *P. gratus*; sin embargo, no se descarta la posibilidad de que puedan aumentar y se sugiere un control sobre esta especie.

La migración de individuos de *P. gratus* provenientes de sitios conservados cercanos a la zona, permite el crecimiento de la población en la zona en proceso de restauración, ya que se sabe que la migración pasiva de mamíferos pequeños es un comportamiento que permite la recuperación de las poblaciones afectadas por disturbios (Scott *et al.*, 2001; Pocock *et al.*, 2004), así como la rapidez con que se muevan dichos mamíferos. Esto es viable si el sitio restaurado o en proceso de restauración cuenta con los elementos necesarios para el sustento de las diferentes especies que lo colonicen.

Al igual que *P. gratus*, *M. musculus* puede migrar a A11 debido a la cercanía de esta zona con sitios urbanizados. Sin embargo, la abundancia de *M. musculus* es escasa debido a que es una especie comensal que evita la competencia en sitios naturales con las especies nativas que, además, son territoriales (Pocock *et al.*, 2004) y prefiere el abundante alimento que le provee el humano. Su permanencia y posibilidades de supervivencia es baja, ya que la disponibilidad de recursos en la reserva está limitada. La presencia de este ratón se debe a la gran flexibilidad y facilidad de adaptación que lo

caracteriza (Pocock *et al.*, 2004). Existen zonas de la Reserva en la que esta *M. musculus* registra mayores abundancias, como el noreste del área de amortiguamiento A8 (M. Peña, en prep.), lo cual probablemente es favorecido por un mayor contacto con sitios urbanizados.

5.4. Problemas en el proceso de restauración

Las dificultades en el proceso de restauración son diversas. Desde la planeación de las actividades que se llevarán a cabo y los distintos problemas que van surgiendo a lo largo del proyecto, hacen que la restauración sea complicada.

Uno de los problemas principales en la zona sujeta a restauración es la presencia de especies exóticas como *P. clandestinum*, *E. camaldulensis*, *R. communis* y al ratón *M. musculus*. Estas especies se encuentran aumentando sus poblaciones y la falta de un control directo puede ocasionar que la diversidad en el sitio se vea afectada. Los resultados del control de las plantas exóticas se refleja en el experimento de las parcelas donde se eliminaron éstas, mostrando que sí funciona y que la eliminación de tales especies aumenta la cobertura de las plantas nativas.

La abundancia de *M. musculus* es baja en la zona sujeta a restauración, lo cual nos indica que no está reemplazando a *P. gratus*, pero que el control de esta especie no se debe descartar de las actividades posteriores a este trabajo para impedir una mayor abundancia de éstos roedores exóticos.

5.5. Logros obtenidos por medio de las actividades de restauración ecológica

Las actividades de restauración llevadas a cabo en A11 son diversas y de éstas se han obtenido resultados favorables. La adición del sustrato basáltico nos ofreció diferentes resultados: permitió el establecimiento de especies tanto nativas como exóticas en el sitio. Y esto último obligó a tomar acciones para su control.

La recuperación de un sustrato basáltico tiene dos objetivos para un ecosistema asentado en pedregales: (1) recuperar el paisaje, y (2) favorecer la colonización de especies de plantas adaptadas a este tipo de sustrato. Este tipo de manejo ha sido adoptado por el Gobierno del Distrito Federal para recuperar algunas áreas verdes urbanas que mantienen sustrato basáltico en el sur de la ciudad de México (Z. Cano-Santana, com. pers.).

5.6. Costos

Los costos llevados a cabo dentro del proyecto van desde el trabajo en mano de obra hasta el monetario. El costo calculado de las acciones de restauración en la zona A11 ha sido de \$18,914 (moneda nacional), que toma en cuenta gastos en herramienta, transporte, víveres, carteles, transporte y mano de obra. Como vemos, las actividades de restauración ecológica exigen una fuente de recursos que ayuden a obtener buenos resultados en los proyectos, por lo tanto, es indispensable buscar apoyo de diversas instituciones, ya sean privadas o públicas, que se interesen en los diferentes proyectos de restauración haciendo que estas acciones sean más rápidas y eficientes.

Proyectos anteriores, como el de Antonio-Garcés (2008) y el de Mendoza-Hernández y Cano-Santana (2009), son pioneros en la restauración ecológica dentro de

la Reserva del Pedregal y sus resultados sostienen que la importancia de las actividades para restaurar sitios perturbados es viable aunque los costos sean relativamente altos. Sin embargo, con la participación de instituciones y trabajo voluntario organizado es posible solventar tales gastos.

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con base en los resultados obtenidos, se formulan las siguientes conclusiones:

1. El control de plantas exóticas ha permitido el aumento en la cobertura de *B. cordata* y la disminución de la de *E. camaldulensis* y *P. clandestinum*.
2. Las acciones de restauración en A11 han logrado (1) reducir la cobertura de *R. communis*, *P. clandestinum* y *E. camaldulensis*, y (2) permitir la entrada y el aumento de las poblaciones del chapulín *S. purpurascens* y del ratón piñonero *P. gratus*.
3. Dado que se incremento la cobertura de *B. cordata*, se propone un programa de control de esta especie, ya que la primera es una planta pionera y ruderal, que tal vez deba ser considerada como malezoide oportunista.
4. Gracias a la cercanía entre ambos sitios estudiados la estructura y composición vegetal son, en cierta medida muy similares (índice de similitud de Sørensen de 0.49) en sólo tres años de recuperación.

5. La zona A11 registra inicialmente densidades de chapulines más bajas que ZN, pero desde agosto éstas se igualan, lo cual pudo deberse a migración de la ZN a A11.
6. No es necesario aplicar un programa de reintroducción de *S. purpurascens* y *P. gratus*, ya que están colonizando exitosamente.
7. Se recomienda mantener en pie el proyecto de recuperación de A11, debido a que las diversas actividades no son suficientes para la total restauración de este sitio, así como implementar nuevas estrategias.

Con base en los datos obtenidos se recomiendan las siguientes acciones particulares:

1. Evitar la dominancia de *B. cordata* u otra planta nativa dominante.
2. Implementar un plan para la eliminación total de *P. clandestinum*, no sólo en A11 sino en todas las zonas invadidas por esta especie exótica.
3. Mantener el control de plantas exóticas y materiales ajenos al sustrato original del Pedregal.
4. Mantener el monitoreo de las poblaciones de *S. purpurascens*, *P. gratus*, así como de *M. musculus* para observar los cambios que presenten a lo largo de la recuperación de nuestro sitio.
5. Realizar investigación referente a la cercanía entre A11 y la Zona Núcleo Poniente, como la migración pasiva que existe entre estos sitios.
6. Buscar el apoyo de diversas instituciones para mantener en pie el proyecto de recuperación de zonas afectadas en la Reserva.
7. Mantener las jornadas de restauración ecológica en A11 y buscar diferentes medios para que la sociedad y comunidad universitaria apoye y colabore en estas jornadas.

LITERATURA CITADA

- Álvarez S., F.J., J. Carabias L., J. Meave, P. Moreno-Casasola, D. Nava F., F. Rodríguez Z., C. Tovar G. y A. Valiente-Banuet. 1982. Proyecto para la creación de una reserva en el pedregal de San Ángel. Serie de cuadernos de Ecología No. 1. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Allen, E. B., W. W. Covington y D. A. Falk. 1997. Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 275-276.
- Amarasekare, P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecological Letters*. 6: 1109-1122.
- 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.
- Antonio-Garcés, J. I., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. Pp. 465-481, en: Lot A. y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Aladro M., M. Reyes y F. Olvera. 2009. Diversidad de los protozoos ciliados. Pp. 63-70, en: Lot A. y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Arizmendi, M. C., A. Espinosa y F. Ornelas. 1994. Las aves del Pedregal de San Ángel. Pp. 239-260, en: A. Rojo (comp.), *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San*

Ángel: ecología, historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Atkinson, I. A. E. 2001. Introduced mammals and model for restoration. *Biological Conservation* 99: 81-96

Barrera, L. M. 1991. Variación espacial y temporal de *Aphis gossypii* Glover (Homoptera: Aphididae) y su relación con algunos factores bióticos y abióticos durante la época de floración de *Echeveria gibbiflora* (Oct. 88-Feb. 89), en la reserva del Pedregal de San Ángel, D. F. tesis Profesional. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Bazzaz F. A. 1996. *Plants in changing environments. Linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

Begon, M., J. L. Harper y C. R. Townsend. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems*. Blackwell Science, Boston.

Beier, P. y R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.

Bell, M. L., F. Dominici y J. M. Samet. 2005. A meta-analysis of time-series studies of ozone and mortality with comparison to the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. *Epidemiology* 16:436–445.

Block, W. M., A. B. Franklin, J. P. Ward, J. L. Ganey y G. C. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife, *Restoration Ecology* 9,293– 303.

Brooks, M. L., C. M. D'antonio, D. M. Richardson, J. B. Grace, J. E. Keeley, J. M. Ditomaso, R. J. Hobbs, M. Pellant y D. Pyke. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience* 54: 677-688

- Caldeira, M. C., R. J. Ryel, J. H. Lawton y J. S. Pereira. 2001. Mechanisms of positive biodiversity-production relationships: insights provided by delta C-13 analysis in experimental Mediterranean grassland plots. *Ecology Letters* 4:439–443.
- Cardinale, B. J. y M. A. Palmer. 2002. Disturbance moderates biodiversity–ecosystem function relationships: experimental evidence from caddisflies in stream mesocosms. *Ecology* 83: 1915–1927.
- Cardinale, B. J., J. J. Weis, A. E. Forbes, K. J. Tilmon y A. R. Ives. 2006. Biodiversity as both a cause and consequence of resource availability: a study of reciprocal causality in a predator–prey system. *Journal of Animal Ecology* 75:497–505.
- Cano-Santana, Z. 1994a. La Reserva del Pedregal como ecosistema: Estructura trófica. Pp. 149-157, en: Rojo, A. (comp.), *Reserva ecológica El Pedregal de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana, Z. 1994b. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera, Acrididae) productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Cano-Santana, Z. e I. Castellanos-Vargas. 2009. Historia natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). Pp. 337-346, en: Lot A. y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana, Z. y J.A. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias* 41: 58-68.

- Cano-Santana, Z. y K. Oyama. 1992. Variation in leaf trichomes and nutrients of *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae) and its applications for herbivory. *Oecologia* 92: 405-409.
- Cano-Santana, Z. y K. Oyama. 1994. Ámbito de hospederos de tres especies de insectos herbívoros de *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae). *Southwestern Entomologist* 19: 167-172.
- Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, P. E. Mendoza-Hernández, R. León-Rico, J. Soberón, E. Tovar, E. Martínez-Romero, L. del C. Ruíz y A. Martínez-Ballesté. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del pedregal del Xitle. P.p. 203-226. En: K. Oyama y A. Castillo (eds.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*. Siglo XXI Editores, S.A. de C.V., México.
- Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M.A. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P. Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallén y O. Núñez-Castillo. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F. México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 74: 51-75.
- Castillo-Argüero, S. Y. Martínez-Orea, J. A. Meave, M. Hernández-Apolinar, O. Núñez-Castillo, G. Santibañez-Andrade y P. Guadarrama-Chávez. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. Pp. 107-133, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ceballos, G. y C. Galindo. 1984. *Mamíferos silvestres de la Cuenca de México*. Limusa-MAB, México. 299 pp.

- Ceballos, G. and G. Oliva . 2003. *Los mamíferos silvestres de México*. Conabio y Fondo de Cultura Económica, México.
- Chase, J. M. 2005. Towards a really unified theory for metacommunities. *Functional Ecology* 19:182–186.
- Chávez, J. 1993. Dinámica poblacional y uso de hábitat por roedores en un matorral de palo loco (*Senecio praecox*). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 63 pp.
- Chávez, J. y G. Ceballos. 1994. Historia natural comparada de los pequeños mamíferos de la Reserva El Pedregal. Pp. 229-238, en: Rojo, A. (comp.), *Reserva ecológica El Pedregal de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Chávez-Tovar, J. 2005. Ratón piñonero. Pp. 735-736, en: Ceballos, G. y G. Oliva. (eds.), *Los mamíferos silvestres de México*. FCE y CONABIO, México.
- Connell, J. H. y R. O. Slatyer, 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-44.
- Cordero, C. y J. Soberón. 1990. Non-resource based territoriality in males of the butterfly *Xamia xami* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Journal of Insect Behavior*. 3: 719-732.
- Cueva del Castillo, R. 1994. Protandria y conducta de apareo de *Sphenarium purpurascens*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- D'Antonio, C. M., T. L. Dudley, y M. C. Mack. 1999. Disturbance and biological invasions: direct effects and feedbacks. Pp. 413–452, en L. Walker (ed.), *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam.
- 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.
- Daehler, C. C., J. S. Denslow, S. Ansari y H. C. Kuo. 2004. A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific islands. *Conservation Biology*. 18(2): 360-368.
- Delgadillo, M. C. y S. A. Cárdenas. 2009. Musgos y otras briofitas de importancia en la sucesión primaria. Pp. 101-105, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Eguiarte, L. E. 1983. Biología natural de *Manfreda brachystachya* (Cav.). Rose en el Pedregal de San Ángel. México D.F. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecological Effects of Pollution, Disturbance and Other Stresses*. Academic Press, U. S. A.
- Fox, J. W. 2004. Effects of algal and herbivore diversity on the partitioning of biomass within and among trophic levels. *Ecology* 85:549–559.
- García, E. 1978. *Los climas del valle de México*. Colegio de Posgraduados, Chapingo, México.
- Harrison, S. y L. Fahrig. 1995. Landscape patterns and population conservation. Pp. 293-308, en: L. Hanson, L. Fahrig y G. Merriam (eds.), *Mosaic landscape and ecological processes*. Chapman & Hall, Nueva York.

- Herrera-Campos M. A. y R. Lücking. 2009. Líquenes. Pp. 81-94, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hobbs, R. J. y L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324–337.
- Hooper, D. U. y J. S. Dukes. 2004. Overyielding among plant functional groups in a long-term experiment. *Ecology Letters* 7:95–105
- Horn, H.S. 1974. *The ecology of secondary succession*. Princeton University Press, Princeton.
- Hortelano-Moncada Y., F. A. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos Silvestres. Pp. 277-293, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Johnson, K. H., R. A. Olson y T. D. Whitson. 1996. Composition and diversity of plant and small mammal communities in tebuthiuron-treated sagebrush (*Artemisia tridentata*). *Weed Technology* 10:404–416.
- Karr, J. R. y K. E. Freemark. 1985. Disturbance, perturbation, and vertebrates; An integrative perspective. Pp. 153-168, en: Pickett, S. T. A. y R. S. White (eds.), *Natural disturbance: an evolutionary perspective*. Academic Press, Nueva York.
- Keane, R. M. y C. J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 164–170.
- Kerley, G. I. H. 1992. Ecological correlates of small mammal community structure in the semi-arid Karoo, South Africa. *Journal of Zoology* 227:17–27.
- Kitahara, M. y K. Fujii. 1994. Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: an analysis based on

- the concept of generalist vs. specialist strategies. *Researches on Population Ecology (Kyoto)* 36:187–199.
- Kitahara, M., K., K. Sei y K. Fujii. 2000. Patterns in the structure of grassland butterfly communities along a gradient of human disturbance: further analysis based on the generalist/specialist concept. *Population Ecology* 42:135–144.
- Laska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology* 157:77-99.
- Leduc, A., P. Drapeau, Y. Bergeron y P. Legendre. 1992. Study of spatial components of forest cover using partial mantel tests and path analysis. *Journal of Vegetation Science* 3, 69–78.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau y A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7:601–613.
- Meave, J., J. Carabias, V. Arriaga y A. Valiente-Banuet. 1994. Observaciones fenológicas en el Pedregal de San Ángel. Pp. 91-105, en: A. Rojo (comp.), *Reserva ecológica “El Pedregal” de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Mendoza-Hernández. 2003. El tepozán. *Ciencias* 70: 32-33.
- Mendoza-Hernández P. E. y Z. Cano-Santana. 2009. Elementos para la restauración ecológica de pedregales: la rehabilitación de áreas verdes de la Facultad de Ciencias en Ciudad Universitaria. Pp. 523-532, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Monney, H. A. y R. J. Hobbs. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Whashington, D.C.
- Morin, P. J. 1999. *Community ecology*. Blackwell Science. Oxford
- Munguira, M. L. y J. A. Thomas. 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effects of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology*, 29, 316-19.
- Nathan, R., F. M. Schurr, O. Spiegel, O. Steinitz, A. Trakhtenbrot y A. Tsoar. 2008. Mechanism of long-distance seed dispersal. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 638-647.
- Nava-López, J. Jujnovsky, R. Salinas-Galicia, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida-Leñero. 2009. Servicios ecosistémicos. Pp. 51-60, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Navarro-Nava, R. 1999. Distribución geográfica del chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpenter (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la región noreste del Estado de México. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Cuautitlán, Estado de México.
- Novelo, E., M. E. Ponce y R. Ramírez. 2009. Las microalgas de la Cantera Oriente. Pp. 71-80, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Pacala, S. W. y M. Rees. 1998. Models Suggesting Field Experiments to Test Two Hypotheses Explaining Successional Diversity. *The American Naturalist* 152: 729-737.
- Parker, V. T. 1997. The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology* 5: 301-306.

- Peterson, C. J. 2000. Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. *The Science of the Total Environment* 262: 287-611.
- Pickett, S.T.A. 1976. Succession: An evolutionary interpretation. *American Naturalist* 110: 107-19.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White. 1985. Patch Dynamics: a synthesis. Pp. 371-383, en: S.T.A. Pickett y P.S. White (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Nueva York.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso y S. Bartha. 2001. Implications from the buell-small succession study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science* 4:41–52.
- Pocock, M., J. Searle y P. White. 2004. Adaptations of animals to commensal habitats: population dynamics of house mice *Mus musculus domesticus* on farms. *Journal of Animal Ecology* 73: 878-888.
- Primack, R. y F. Massandro. 2001. Restauración ecológica. Pp. 559-582, en: R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massandro (eds). *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Richardson, D.M., P. Pysek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93–107.

- Ríos-Casanova, L. 1993. Análisis espacial y temporal de artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel, D.F. (México) Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ríos-Casanova, L. y Z. Cano-Santana. 1994. Análisis cuantitativo de los artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel. Pp. 275-282, en: Rojo, A. (comp.), *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rojo, A. (comp.). 1994. *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 410 pp.
- Ruvalcaba-Sánchez L. I., Z. Cano-Santana, I. Sánchez-Gallén, E. Tovar-Sánchez, C. Anaya-Merchant y D. M. Figueroa-Castro. 2009. Estructura de la comunidad de invertebrados epífitos asociados a *Verbesina Virgata* (Asteraceae). Pp. 433-451, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). Anales Escuela Nacional Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México 8: 59-129.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Editorial Limusa, México. 432 pp.
- Rzedowski, G.C. y J. Rzedowski. 2005. *Flora Fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A.C. y Conabio, México. 367 pp.
- Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210-1225.
- Scott, A. T., W. Wehtje y M. Wehtje. 2001. The need for strategic planning in passive restoration of wildlife populations. *Restoration Ecology* 9: 262-271.

- Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinífera*. Pp. 533-538, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Seidler, T. G. y J. B. Plotkin. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *Plos Biology*, 4: e344.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencias políticas. En: www.ser.org.
- Serrano-Limón, G. y J. Ramos-Elorduy. 1989. Biología de *Sphenarium purpurascens* (Charpenter) y algunos aspectos de su comportamiento (Orthoptera: Acrididae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Zool.* 59: 139-152.
- Servín, J., E. Chacón y R. Rodríguez-Mazzini. 1994. ¿Evidencia de la respuesta numérica en una población de *Peromyscus truei* a la abundancia de frutos de *Juniperus deppeana*? Segundo Congreso Nacional de Mastozoología, 16 al 19 de marzo de 1994. Guadalajara, Jalisco.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, Southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Vulcanology and Geothermal Research* 104: 46-64.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-91.
- Tilman, D., P. B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke y C. Lehman. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294:843-845.

- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se reazonifica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM* 3813: 14-15, 23.
- Valiente-Banuet, A. y E. De Luna. 1990. Una lista florística actualizada para la Reserva del Pedregal de San Ángel, México. *Acta Botanica Mexicana* 9: 13-30.
- Vázquez, D. P. y D. Simberloff. 2002. Ecological Specialization and Susceptibility to Disturbance: Conjectures and Refutations. *The American Naturalist* 159: 606-623.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmanek y R. Westerbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1): 1-16.
- Waltz, A. E. M. y W. W. Covington. 2004. Ecological restoration treatments increase butterfly richness and abundance: mechanisms of response. *Restoration Ecology* 12, 85–96.
- Weis, J. J., B. J. Cardinale, K. J. Forshay y R. I. Anthony. 2007. Effects of species diversity on community biomass production change over the course of succession. *Ecology* 88:929–939.
- White, P. S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review* 45: 229-99.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Bubow, A. Phillips y E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48(8): 607-615.
- Williams, K. S. 1997. Terrestrial arthropods as ecological indicators of habitat restoration in southwestern North America. Pp. 238-258, en: K. M. Urbanska, N. R. Webb y P. J. Edwards (eds.), *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge.

- With, K. A., R. H. Gardner y M. G. Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.
- Whittaker, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs* 23: 41-78.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, Nueva Jersey.
- Zedler, J. B. y S. M: Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Review in Plant Sciences* 23: 7-22.

Apéndice 1

Lista de especies no arvenses (NA), arvenses (A) y exóticas (E) registradas en el sureste del área de amortiguamiento A11 sujeta a restauración ecológica (A11) y una zona conservada de referencia localizada al norte de la anterior en los terrenos de la Zona Núcleo Poniente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Especies ordenadas alfabéticamente por familia.

Especie	Familia	Tipo de planta	Sitio	
			A11	ZN
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Agavaceae	NA		x
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) Mc Vaugh	Agavaceae	NA	x	x
<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth) Hemsl.	Apiaceae	NA		x
<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	Asclepiadaceae	NA		x
<i>Baccharis serraefolia</i> DC.	Asteraceae	NA	x	x
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Asteraceae	NA	x	x
<i>Dahlia pinnata</i> Cav.	Asteraceae	NA		x
<i>Eupatorium adenophorum</i> Spreng	Asteraceae	NA		x
<i>Eupatorium hebebotryum</i> (DC.) Hemsl	Asteraceae	NA	x	
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	Asteraceae	NA		x
<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	Asteraceae	NA	x	x
<i>Gnaphalium falcatum</i> Lam	Asteraceae	NA		x
<i>Gnaphalium oxiphyllum</i> DC.	Asteraceae	NA	x	
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	Asteraceae	NA	x	
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	Asteraceae	NA		x
<i>Senecio praecox</i> (Cav.) DC.	Asteraceae	NA	x	x
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Asteraceae	NA	x	x
<i>Begonia gracilis</i> Kunth	Begoniaceae	NA		x
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Cactaceae	NA	x	x
<i>Commelina diffusa</i> Burm. F.	Commelinaceae	NA		x
<i>Ipomea hederifolia</i> L.	Covulvulaceae	NA		x
<i>Ipomea purpurea</i> (L.) Roth	Covulvulaceae	NA		x

<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Crassulaceae	NA	x	x
<i>Sedum moranense</i> Kunth	Crassulaceae	NA		x
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth	Dioscoreaceae	NA	x	x
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg.	Fabaceae	NA	x	x
<i>Quercus deserticola</i> Trel.	Fabaceae	NA		x
<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	Lamiaceae	NA	x	x
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Loganiaceae	NA	x	x
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Oleaceae	NA	x	
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	Passifloraceae	NA	x	x
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	Plumbaginaceae	NA		x
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.	Poaceae	NA	x	x
<i>Flevoidium areolatum</i> (Humb. Et Bonpl. Ex Willd) J. Sm.	Polypodiaceae	NA		x
<i>Polypodium polypodioides</i> (L.) Watt	Polypodiaceae	NA		x
<i>Polypodium thysanolepis</i> A. Braun ex Klotzsch	Polypodiaceae	NA		x
<i>Adiantum concinnum</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Pteridaceae	NA		x
<i>Cheilantes bonariensis</i> (Willd.) Proctor	Pteridaceae	NA		x
<i>Cheilantes farinosa</i> (Forssk.) Kaulf.	Pteridaceae	NA		x
<i>Cheilantes lendigera</i> (Cav.) Sw.	Pteridaceae	NA		x
<i>Pellaea ovata</i> (Desv.) Weath	Pteridaceae	NA		x
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schtdl.	Rubiaceae	NA		x
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae	NA	x	x
<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. Et Greville) Spring	Selaginellaceae	NA		x
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J.L.Gentry	Solanaceae	NA	x	x
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	NA	x	x
<i>Bidens serrulata</i> (Poir.) Desf.	Asteraceae	A	x	x
<i>Tithonia tubaeformis</i> (Jacq.) Cass.	Asteraceae	A	x	
<i>Lepidium sordidum</i> A. Gray	Brassicaceae	A	x	
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	Commelinaceae	A		x
<i>Tinantia erecta</i> (Jacq.) Schelcht	Commelinaceae	A		x
<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	Geraniaceae	A	x	
<i>Wigandia urens</i> (Ruíz et Pav.) Kunth	Hydrophyllaceae	A	x	x
<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl	Lamiaceae	A	x	
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Nyctaginaceae	A	x	

<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Phytolaccaceae	A	x	
<i>Bromus carinatus</i> Hook. et Arn.	Poaceae	A	x	x
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	Polemoniaceae	A		x
<i>Picris echioides</i> L.	Asteraceae	E	x	
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	E	x	
<i>Eucalyptus camaldlensis</i> Dehnh.	Myrtaceae	E	x	x
<i>Digitaria ternata</i> (A. Rich.) Stapf	Poaceae	E	x	
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Poaceae	E	x	x
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Wiild.) C.E. Hubb.	Poaceae	E	x	
<i>Reseda luteola</i> L.	Resedaceae	E	x	
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Solanaceae	E	x	
<i>Tropaeolum majus</i> L.	Tropaeolaceae	E	x	

APÉNDICE 2

Número de ratones capturados y recapturados cada noche de colecta durante el muestreo en (a) sitio a11 sujeto a restauración ecológica (A11), y (b) zona conservada de referencia en la Zona Núcleo Poniente (ZN) de la REPSA. Entre paréntesis se señala el número de individuos recapturados.

a) sitio A11

Fecha	<i>Peromyscus gratus</i>			<i>Mus musculus</i>		
	Día 1	Día 2	Día 3	Día 1	Día 2	Día 3
Octubre 2006	4	1 (1)	3 (2)	0	1	1
Diciembre 2006	6	8 (3)	1 (5)	2	0	1
Febrero 2007	5	2 (2)	8 (4)	0	1	2
Abril 2007	1	0	1	0	1	0
Junio 2007	4	1 (2)	2 (3)	0	0	0
Junio 2007	4	1 (2)	2 (3)	0	0	0
Agosto 2007	3	2 (2)	3 (1)	0	0	0

b) Sitio ZN

fecha	<i>Peromyscus gratus</i>			<i>Mus musculus</i>		
	Día 1	Día 2	Día 3	Día 1	Día 2	Día 3
Febrero 2007	7	10 (2)	2 (6)	0	0	0
Abril 2007	6	8 (3)	1 (5)	0	0	0
Junio 2007	3	7 (0)	2 (3)	0	0	0
Agosto 2007	3	1 (1)	5 (2)	0	0	0