



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**EVALUACIÓN DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA A
TRAVÉS DEL MONITOREO DE MAMÍFEROS EN
PARCHES DE LA RESERVA ECOLÓGICA DEL
PEDREGAL DE SAN ÁNGEL, CIUDAD DE MÉXICO,
MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

PRESENTA:

ALEJANDRA ARGÜELLES CASTAÑEDA

DIRECTOR DE TESIS:

DR. ZENÓN CANO SANTANA



Ciudad Universitaria, Cd. Mx.

2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

<u>RESUMEN.....</u>	<u>4</u>
I. <u>INTRODUCCIÓN.....</u>	<u>7</u>
<u>1.1. Restauración ecológica, disturbio y sucesión.....</u>	<u>7</u>
<u>1.2. El Pedregal de San Ángel como modelo de estudio para fines de restauración.....</u>	<u>9</u>
<u>1.3. Mamíferos terrestres y la restauración ecológica.....</u>	<u>12</u>
<u>1.4. Los mamíferos en la REPSA.....</u>	<u>16</u>
<u>1.5. Justificación.....</u>	<u>20</u>
II. <u>OBJETIVOS Y PREDICCIONES.....</u>	<u>21</u>
III. <u>MATERIAL Y MÉTODOS.....</u>	<u>23</u>
<u>3.1. Área de estudio.....</u>	<u>23</u>
<u>3.2. Selección de sitios de estudio.....</u>	<u>24</u>
<u>3.3. Sitios sujetos a restauración.....</u>	<u>25</u>
<u>3.3.1. Área de amortiguamiento A11.....</u>	<u>25</u>
<u>3.3.2. Área de amortiguamiento A8.....</u>	<u>26</u>
<u>3.3.3. Extremo poniente de la Zona Núcleo Suroriente (SO).....</u>	<u>29</u>
<u>3.3.4. Área de amortiguamiento A2.....</u>	<u>31</u>
<u>3.4. Zonas conservadas de referencia.....</u>	<u>33</u>
<u>3.5. Muestreo de ratones.....</u>	<u>36</u>
<u>3.6. Muestreo de conejos.....</u>	<u>37</u>
<u>3.7. Excretas y letrinas para el registro de mamíferos medianos.....</u>	<u>39</u>
<u>3.8. Análisis estadísticos.....</u>	<u>40</u>
IV. <u>RESULTADOS.....</u>	<u>43</u>
<u>4.1. Composición de mamíferos.....</u>	<u>43</u>
<u>4.2 Densidad de ratones, etapa reproductiva, proporción de edad y efecto de la luna....</u>	<u>45</u>
<u>4.3. Densidad de conejos.....</u>	<u>50</u>

4.4. Excretas y letrinas.....	52
4.5. Clasificación de las comunidades de mamíferos.....	58
4.6. Correlación con los rasgos de los sitios.....	59
4.7. Valor de la calidad del hábitat.....	61
V. DISCUSIÓN.....	62
5.1. Cambios de la mastofauna en A11 y A8 durante el proceso de restauración.....	62
5.2. <i>Peromyscus gratus</i> y otros roedores.....	68
5.3. Los conejos castellanos.....	73
5.4. Los tlacuaches y los cacomixtles.....	76
5.5. La ausencia de zorrillos y zorras.....	78
5.6. El problema de los perros y gatos.....	79
5.7. La restauración y las comunidades de mamíferos.....	81
5.8. Mamíferos y otros animales indicadores.....	86
5.9. El potencial de los mamíferos para vivir en zonas urbanas.....	88
5.10. Análisis de los métodos utilizados, recomendaciones y perspectivas de estudio..	89
VI. CONCLUSIONES.....	93
LITERATURA CITADA.....	100
APÉNDICE I.....	123
APÉNDICE II.....	126
APÉNDICE III.....	127
APÉNDICE IV.....	128

Argüelles-Castañeda, A. 2021. Evaluación de la restauración ecológica a través del monitoreo de mamíferos en parches de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 128 pp.

RESUMEN

La restauración ecológica es la actividad que busca acelerar la recuperación de un ecosistema dañado, alterado o destruido. Una de sus principales metas es recuperar a todos los grupos funcionales de organismos que son necesarios para el funcionamiento del ecosistema. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) es un ecosistema que se ubica dentro de la Ciudad de México, posee una importante biodiversidad y provee de diversos servicios ecosistémicos. Sin embargo, debido a diversas presiones, varias zonas de la REPSA han sido deterioradas, lo cual ha requerido la implementación de acciones de restauración ecológica. Los mamíferos son un grupo que constituyen una de las comunidades que afectadas, por lo que algunos atributos pueden ser usados para monitorear el estado de recuperación de los sitios sujetos a restauración. El objetivo de este trabajo fue comparar la estructura de las comunidades de mamíferos terrestres asociados a zonas conservadas y a sitios sujetos a acciones de restauración ecológica en la REPSA para evaluar su grado de recuperación, en un monitoreo realizado entre 2018 y 2019. Se espera que, si las actividades de restauración han sido adecuadas y ha pasado el tiempo suficiente, los sitios sujetos a restauración tendrían comunidades de mamíferos similares a las zonas conservadas. Se realizó un muestreo para ratones en ocho sitios [cuatro en restauración (A11, A8, SO y A2) y cuatro en zonas conservadas de referencia (ZCR)], tanto en temporada de lluvias como en secas. Se determinó la densidad de conejos a través de la

densidad de sus pastillas fecales; se contaron excretas aisladas y letrinas de tlacuaches y cacomixtles, y se consideraron los avistamientos de cualquier clase de mamífero. Se registraron seis especies de mamíferos nativos en los sitios sujetos a restauración: *Peromyscus gratus*, *P. melanophrys*, *Otospermophilus variegatus*, *Didelphis virginiana*, *Bassariscus astutus* y *Sylvilagus floridanus*, mostrando que son un refugio para los mamíferos. Pero también se detectó la presencia y actividad de tres mamíferos exóticos: *Sciurus aureogaster*, *Felis catus* y *Canis lupus familiaris*. En todos los sitios estudiados se registró el ratón piñonero (*P. gratus*). En los sitios A2 y A8 se registró otro roedor nativo: *P. melanophrys*, el cual no se encontró en las ZCR. La mayor densidad de pastillas fecales de conejos se obtuvo en la ZCR2 y A8, una densidad baja en la ZCR1, ZCR3 y SO, y no hubo presencia de conejos en la ZCR4, A11 y A2. El número de letrinas registradas varió de cero a ocho entre sitios. El sitio A2 es el sitio con mayor grado de recuperación, considerando el número de mamíferos nativos que albergaba, por la ausencia de mamíferos exóticos, además de que presentó la mayor densidad de ratones *P. gratus*. Mientras que A11 fue el sitio sujeto a restauración con la menor riqueza de mamíferos. Se encontró que la adición de roca puede afectar la actividad de *P. gratus* y *S. floridanus*, por lo que se recomienda conservar el sustrato original. De no ser así, debe planearse la disposición del sustrato que se vaya a adicionar para permitir el ingreso de conejos a estas zonas, pues requieren sitios poco rugosos. No se encontró ningún roedor exótico en sitios sujetos a restauración, a pesar de que no se ha realizado un control directo. En los sitios A8 y A11 ya no se hallaron roedores exóticos, al contrario que los estudios anteriores, por lo que su ausencia resulta ser un buen indicador del avance de la restauración. Sin embargo, para el manejo de perros y gatos es necesario continuar con las actividades de erradicación. El sitio

A11 tuvo menor riqueza respecto al 2010, por lo que se sugiere cambiar las estrategias de restauración de este sitio. Se debe analizar si los indicadores utilizados siguen siendo útiles o si es necesario modificarlos conforme a las etapas del proyecto. El monitoreo de mamíferos se puede utilizar para medir el éxito de restauración y mejorar las estrategias implementadas.

Palabras clave: mamíferos nativos, mamíferos exóticos, sustrato original, *Peromyscus gratus*, *Sylvilagus floridanus*, ecología urbana.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Restauración ecológica, disturbio y sucesión

La restauración ecológica es el proceso de promover la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). En este sentido, un proyecto de restauración necesita de una planeación sistemática y cuidadosa, el uso de técnicas específicas y un monitoreo continuo durante la recuperación del ecosistema para guiarlo a la meta deseada (SER, 2004; Linding-Cisneros *et al.*, 2007). Durante este proceso se busca restablecer la estabilidad, la integridad y la salud del ecosistema (SER, 2004). De acuerdo con la Society for Ecological Restoration (SER, 2004), las clases de intervenciones dependen de la magnitud y duración de los disturbios, las condiciones culturales que han moldeado al paisaje y de las oportunidades y restricciones. En las circunstancias más simples, la restauración consiste en eliminar un disturbio en específico, de modo que se promuevan los procesos ecológicos de regeneración y, a su vez se permita una recuperación independiente al manejo humano. En circunstancias más complejas, la restauración requiere la reintroducción deliberada de especies nativas que han sido eliminadas, así como el control de especies exóticas invasoras. Para determinar si un proceso de restauración ecológica ha sido exitoso, el ecosistema debe tener un ensamblaje de especies similar al ecosistema de referencia, los cuales se caracterizan por presentar en su mayoría especies nativas. Del mismo modo, el ambiente físico debe ser capaz de sustentar poblaciones reproductivas, en tanto que el ecosistema debe estar integrado al paisaje ecológico y éste debe ser lo suficientemente resiliente y autosustentable.

La dinámica de muchos procesos ecosistémicos en sitios sujetos a restauración ecológica es desconocida y las condiciones de muchos ellos son tan severas que es imposible llevar al sistema a las condiciones similares a las históricas o las del sistema de referencia (Linding-Cisneros y Zedler, 2000). Por lo anterior, se requiere el desarrollo de técnicas y estrategias de manejo que permitan la generación del conocimiento necesario para dirigir el sistema de interés hacia metas esperadas (Linding-Cisneros *et al.*, 2007). En este sentido, la “restauración adaptable” es un esquema de manejo adaptativo aplicado a la restauración que consiste en la instrumentación de una serie de medidas alternativas, la evaluación de resultados y la integración del conocimiento adquirido a etapas subsecuentes del manejo del ecosistema para dirigirlo hacia las metas deseadas (Christensen *et al.*, 1996). La reevaluación del curso de las acciones se hace en función de la eficacia de las medidas de restauración tomadas, por lo que dependiendo de ésta, los esfuerzos pueden continuar tal y como fueron planeados o seguir un nuevo curso para corregir alguna desviación de la trayectoria deseada (Kremen, 1992; Linding-Cisneros, 2007). Dado lo anterior, el monitoreo es esencial para evaluar el proyecto a corto, mediano y largo plazo; además de ajustar los procedimientos de intervención mediante la estimación del progreso de la restauración con relación a las metas (SER, 2004; Antonio-Garcés, 2008).

La restauración ecológica es una actividad que pretende acelerar la recuperación de un ecosistema a través de acciones que promuevan el proceso de sucesión (Hobbs y Norton, 1996, Allison, 2004; SER, 2004), el entendimiento de este proceso resulta ser de suma importancia para guiar las acciones de restauración. La sucesión se define como la secuencia de cambios en una comunidad después de un disturbio (Krohne, 2016), la cual conlleva un patrón de cambios en sus estructura y composición (Begon *et al.*, 2006). Como

todo proceso de sucesión ecológica inicia con un disturbio (Carabias *et al.*, 2009), el conocimiento de los disturbios es importante debido a que éstos generan cambios en la comunidad y pueden llegar a jugar un papel importante en su dinámica cuando son frecuentes (Krohne, 2016). El disturbio se define como un factor biótico o abiótico que altera la estructura y composición de una comunidad (Krohne, 2016). La variedad de disturbios incluye tanto fenómenos naturales como procesos asociados a las actividades humanas (Carabias *et al.*, 2009).

1.2. El Pedregal de San Ángel como modelo de estudio para fines de restauración

El Pedregal de San Ángel, también conocido como el Pedregal del Xitle, se encuentra en el suroeste de la cuenca del Valle de México. Es un campo de sustrato basáltico de 80 km² producto de la erupción del volcán Xitle y conos adyacentes la cual ocurrió en el año 280 ± 35 d.n.e. (Siebe, 2000; SEREPSA, 2013a). El derrame del Xitle se extendió desde los 2,100 hasta los 3,100 ms.n.m., y a lo largo de este gradiente altitudinal se desarrollaron diferentes comunidades vegetales que van desde el bosque de coníferas al matorral de palo loco, éste último, el más extenso se asienta entre los 2,240 y los 2,550 ms.n.m. (Rzedowski, 1954). Presenta una gran heterogeneidad ambiental generada por una accidentada topografía, producto del derrame y enfriamiento del flujo basáltico y que provocó la presencia de diferentes microambientes: sitios planos, oquedades, grietas, hondonadas, promontorios, paredes y cuevas (Santibáñez-Andrade *et al.*, 2009).

En la porción más baja del Pedregal de San Ángel se encuentra la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) que fue decretada como zona ecológica inafectable en septiembre de 1983 (UNAM, 1983) y actualmente cubre un área de 237 ha dentro de Ciudad Universitaria (CU), el *campus* principal de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM, 2005). La REPSA es importante porque ofrece diversos servicios ambientales de provisión, regulación, culturales y de soporte, entre los que se cuentan: flujos de energía y cadenas tróficas, especies ornamentales y medicinales, regulación de la cantidad y calidad de agua, regulación del clima, polinización, investigación académica, herencia cultural y belleza escénica (Nava-López *et al.*, 2009).

Antes del decreto para su protección y en etapas posteriores, la REPSA ha estado sujeta a disturbios de diversa índole, tales como la acumulación de desechos sólidos inorgánicos, la construcción de caminos e infraestructura, la introducción de fauna y flora exóticas, extracción de especies nativas, contaminación lumínica, sonora y visual e incendios (Cano-Santana y Meave, 1996, Zambrano *et al.*, 2016). Por esta razón, desde el año 2005 se iniciaron una serie de actividades encaminadas a restaurar áreas deterioradas de la REPSA y a monitorear a largo plazo los cambios registrados en la comunidad vegetal, artrópodos y vertebrados dominantes en el ecosistema (Cano-Santana *et al.*, 2010). Las acciones de restauración tienen los siguientes principios: 1) eliminar la fuente de disturbio; 2) extraer elementos extraños al ecosistema; 3) recuperar el sustrato basáltico; 4) introducir especies nativas; y 5) monitorear continuamente estas zonas con el fin de conocer el éxito de dichas acciones para corregirlas, o bien, proseguir con su implementación. Los objetivos de estas acciones han sido: 1) recuperar el sustrato volcánico original y volverlo apto para la colonización de especies vegetales y animales nativas, 2) reducir la presencia de especies

exóticas y arvenses, 3) reducir el riesgo de incendios, 4) recuperar la diversidad biótica y paisaje originales, y 5) restablecer la red trófica del ecosistema (Antonio-Garcés, 2008; Cano-Santana *et al.*, 2010).

La Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (SEREPSA), creada 22 años después de la declaración de la reserva, ha apoyado muchos proyectos científicos con el fin de generar conocimiento para su conservación. Sin embargo, no se había generado una línea de investigación coordinada que permitiera generar nuevas formas de manejo ambiental de la misma, hasta que el año 2017 se planteó el proyecto PAPIIT-UNAM IV200117 “Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria”, a cargo de los doctores Luis Zambrano, Zenón Cano-Santana y Alicia Castillo, el cual busca establecer las bases para vincular los proyectos bajo tres líneas de investigación (Zambrano *et al.*, 2017): 1) la interacción ecológica de las reservas con las ciudades, para generar nuevas hipótesis sobre los patrones y procesos de la dinámica del ecosistema y establecer un programa de monitoreo a largo plazo y evaluar las acciones de restauración de la REPSA y su interacción con la difusión y la participación social; 2) la educación ambiental que evalúe la transmisión del conocimiento adquirido; y 3) la participación de la comunidad universitaria en la planeación, la conservación y gestión del pedregal en CU. Éste y otros proyectos son de vital importancia para abonar información útil, particularmente en la primera línea de investigación, además de darle seguimiento a las acciones que se han llevado a cabo.

Hasta hoy en día, las acciones de restauración se han llevado a cabo en cuatro sitios: tres se localizan en áreas de amortiguamiento de la REPSA (A2, A8 y A11) las cuales tienen un mayor régimen de disturbio, a pesar de su gran valor para la conservación

(Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2010; San José *et al.*, 2013; Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017; Morelos-Rebollar, 2019) y el cuarto sitio se encuentra dentro de la Zona Núcleo Sur-Oriente (ZSO, fig. 1.1). En todos estos sitios es muy importante la recuperación del sustrato volcánico original para el establecimiento de plántulas de especies nativas que se recluten de manera natural o se introduzcan activamente (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017).

Durante las diversas acciones de restauración, se han llevado a cabo monitoreos de diferentes sistemas biológicos, como la comunidad vegetal (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017; Morelos-Rebollar, 2019), los artrópodos (Farfán-Beltrán, 2016; Corona-Tejeda, 2017), los roedores (San José, 2010; Villeda-Hernández, 2010; San José *et al.*, 2013; Peña-Mendoza, 2016) y otros vertebrados (San José *et al.*, 2010, 2013).

1.3.Mamíferos terrestres y la restauración ecológica

Los mamíferos son uno de los grupos más conspicuos de las comunidades terrestres, los cuales han desarrollado una gran diversidad de especializaciones y adaptaciones que les han permitido habitar en una amplia gama de condiciones ambientales (Vaughan *et al.*, 2000; Villa y Cervantes, 2003).



Figura 1.1. Foto aérea de Ciudad Universitaria y de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA). Los polígonos en rojo corresponden a las Zonas Núcleo de la REPSA y los polígonos en azul corresponden a las Áreas de Amortiguamiento de la REPSA, modificado de Lot *et al.* (2012)

Los mamíferos tienen la capacidad de transformar radicalmente su ambiente a través de sus actividades de alimentación, migración, movimiento diario y la construcción de madrigueras o refugios (Vaughan *et al.*, 2000). Desempeñan papeles muy importantes en la naturaleza (Vaughan *et al.*, 2000; Rumiz, 2010): son dispersores de semillas, polinizadores, diseminadores de hongos, herbívoros, carnívoros y controladores de insectos.

Lamentablemente, más de la tercera parte de mamíferos registrados en el mundo se encuentran en la lista roja de la IUCN (2019). Por lo tanto, la restauración de especies, poblaciones y comunidades se está convirtiendo en un elemento importante para la conservación de mamíferos. MacDonald y colaboradores (2002) discuten que las principales amenazas para los mamíferos son la pérdida y fragmentación del hábitat, la cacería, el tráfico y la introducción de especies exóticas. Estos autores opinan que para preservar a los mamíferos, así como los hábitats donde viven, es necesario la restauración de hábitats degradados, la promoción de la recuperación de especies protegidas, el desarrollo de áreas protegidas y estrategias para el control de especies exóticas. Del mismo modo, sugieren que el monitoreo es muy importante para el proceso de restauración ecológica, pues éste permite detectar y evaluar el éxito a largo plazo de las técnicas de restauración.

Existen diversos enfoques de estudio y monitoreo de mamíferos dentro de los proyectos de restauración. Uno de los principales es evaluar cómo afecta la restauración a la vida silvestre nativa. Existen diversos estudios, como el de Patten (1997), Ford *et al.* (1999), Converse *et al.* (2006), Stone (2007) y Kalies *et al.* (2012), los cuales han estudiado a las comunidades de mamíferos pequeños, que son una preocupación en muchas áreas. Sin embargo, de acuerdo con Block *et al.* (2003), esta perspectiva se aborda de manera más

eficiente cuando se considera la respuesta de monitoreo de vida silvestre desde la fase de diseño de la restauración, lo cual debería implicar experimentos para saber si hubo un efecto después de la restauración y si es debido a las actividades implementadas, al tiempo o a las interacciones.

El segundo enfoque es a través del estudio y control de especies invasoras, algunas son responsables del daño a ecosistemas insulares, y la mejor respuesta ha sido reducir su número o su erradicación (Courchamp, *et al.*, 2003). Un tercer enfoque es la reintroducción de especies para una recuperación rápida de las comunidades (MacDonald, 2002), aunque se necesita un cuidadoso estudio previo al control (Courchamp *et al.*, 2003). También se puede realizar el monitoreo a través de la recolonización de fauna. Por ejemplo, Nichols y Nichols (2003) encontraron que hay una respuesta diferencial dependiendo del tipo de mamíferos: los forrajeros generalistas recolonizan rápidamente, mientras que los pequeños depredadores tardan más tiempo, y los ratones exóticos que, inicialmente son abundantes, van disminuyendo posteriormente.

Sin embargo, los estudios incluyen datos sobre la fauna si la recuperación de la vida silvestre es la principal motivación del proyecto de restauración (Nichols y Nichols 2003). Por lo anterior, existe un debate sobre qué grupos proporcionarán la mejor medida del éxito (MacMahon y Holl, 2001), pero en general se recomienda a más de un grupo de organismos y preferiblemente que éstos estén ubicados en diferentes niveles tróficos (Nichols y Nichols, 2003).

La sucesión ecológica ha sido descrita en función de las plantas, ya que éstas determinan gran parte de las características ambientales físicas donde viven los animales y

su estudio constituye la parte medular de diversas investigaciones (Begon *et al.*, 2006). Esto se debe a que los animales no encuentran condiciones favorables para colonizar nuevos hábitats si en éstos no existen plantas (Cano-Santana y Meave, 1996). A pesar de lo anterior, el monitoreo de los efectos de la fauna silvestre debe ser un componente integral del diseño y la ejecución de cualquier actividad de manejo, incluida la restauración (Block *et al.*, 2001). Dado que los mamíferos juegan un papel ecológico notable en diversos ecosistemas, tienen requisitos de hábitat específicos, donde la heterogeneidad espacial afecta sus patrones de distribución y poseen distintas velocidades de recolonización (Vaughan *et al.*, 2000; Nichols y Nichols, 2003). De acuerdo con lo anterior, el monitoreo de los mamíferos puede ayudar a evaluar el éxito de las acciones de restauración ecológica.

1.4 Los mamíferos en la REPSA

México ocupa el tercer lugar mundial en cuanto al número de especies de mamíferos y el segundo en especies endémicas (Ceballos y Oliva, 2005). En particular, en la Ciudad de México se reportan 81 especies (Hortelano-Moncada y Cervantes, 2011). La REPSA alberga 33 especies nativas (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009), incluidas algunas que tienen una categoría de riesgo de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010, tal como es el caso del murciélago magueyero (*Leptonycteris yerbabuena* Martínez y Villa) y el murciélago trompudo (*Choeronycteris mexicana* Tschudi), catalogadas como amenazadas, así como al murciélaguito pardo (*Myotis velifer* J.A. Allen), que está catalogada como sujeta a protección especial (SEMARNAT 2010).

Los mamíferos tienen un papel importante en el ecosistema del pedregal. Los roedores controlan a las poblaciones de insectos y son consumidores de algunas estructuras

vegetales (Ceballos y Oliva, 2005), a la vez que son alimento para los cacomixtles, *Bassariscus astutus* Lichtenstein (Granados-Pérez, 2008), para los tlacuaches *Didelphis virginiana* Kerr, (Negrete-González, 2020) y las serpientes de gran tamaño que viven en el pedregal, como *Crotalus molossus* Baird and Girard y *Pituophis deppei* A. M. C. Duméril (Balderas-Valdivia *et al.*, 2014). Entre los mamíferos terrestres más importantes de la REPSA se encuentra el ratón piñonero (*Peromyscus gratus* Merriam), que es el mamífero pequeño más abundante, pues sus poblaciones alcanzan densidades de 50 a 55 ind/ha (Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009). Y forma parte importante de la cadena trófica al ser presa común de carnívoros nativos y exóticos de mayor tamaño (Granados-Pérez, 2008; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009).

Los conejos castellanos (*Sylvilagus floridanus* J. A. Allen), por su parte, constituyen una especie clave en la REPSA, pues se ha visto que como herbívoros modifican la estructura de la comunidad vegetal, consumen entre 2.3 y 5.4% de la productividad primaria neta aérea (Glebskiy, 2016) y promueven la dispersión de semillas de al menos 15 especies de plantas, algunas de ellas raras como *Jaegeria hirta* (Lag.) Less y *Physalis glutinosa* Schldtl (Glebskiy, 2019). Por otra parte, los tlacuaches y cacomixtles son animales omnívoros que tienen preferencia por la carne y, por tanto, son controladores de los tamaños poblacionales de los artrópodos y otros pequeños vertebrados, además de dispersar semillas al comer frutos (Ceballos y Oliva, 2005; Castellanos-Morales, 2006; Granados-Pérez, 2008). Ambas especies pueden participar en la dispersión de plantas por endozoocoria (Willson, 1993; Rubalcalva-Castillo, 2020). Por ejemplo, se sabe que el cacomixtle podría servir de dispersor algunas especies del género *Prunus* ya que no se altera su viabilidad al pasar por tracto digestivo (Pimentel-Pérez, 2019), e incluso se mejora

la germinación de especies como *Phytolacca icosandra* L. y *Juniperus deppeana* Steud (González-Granados, 2010) y de nopal (*Opuntia* spp.; P. Mendoza-Hernández, com. pers.) si se colectan de excretas del cacomixtle, lo cual hace muy valiosa su presencia en los sitios sujetos a restauración para la recuperación de la comunidad vegetal.

Desafortunadamente, los mamíferos se han visto diezmados en la REPSA por diversas amenazas (Granados-Pérez, 2008). Una de ellas lo representan los animales ferales, como el perro doméstico (*Canis lupus familiaris* Linnaeus), el gato doméstico (*Felis catus* Linnaeus), e introducidos como la rata gris (*Rattus norvegicus* Berkenhout) y el ratón doméstico (*Mus musculus* Linnaeus), los cuales, además, son transmisores de enfermedades (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Se sabe que los gatos depredan al conejo (*Silvilagus floridanus*) y ratones de las especies *P. gratus* y *Reithrodontomys fulvescens* J.A. Allen, siendo este último roedor el de mayor frecuencia en su dieta; en tanto que los perros depredan conejos y roedores de la especie *P. gratus* (Granados-Pérez, 2008).

Dado que la mayoría de las especies de mamíferos tienen hábitos nocturnos (Coronel Arellano *et al.*, 2020), podrían existir otros riesgos resultantes de la iluminación artificial, además de la contaminación sonora (Zambrano *et al.*, 2016). La proyección de luz artificial en el entorno nocturno es causa de una severa distorsión en la conducta y los ciclos naturales de los animales y plantas (Horts, 1999; Zambrano *et al.*, 2016). Este grupo de animales también son amenazados por la actividad dentro del *campus* de CU por la construcción de infraestructura, atropellamientos y acumulación de basura (Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). Por último, la fragmentación y reducción del hábitat tiene un profundo efecto en la comunidad de mamíferos del pedregal y posiblemente sea una de las

principales causas de la desaparición de algunas especies (Chávez y Ceballos, 1994), por lo que es importante tomar acciones para su conservación.

En particular, los roedores actúan como indicadores de ambientes perturbados dada su alta sensibilidad demográfica a cambios en el hábitat. Garmendia-Corona (2009) encontró que, mientras *P. gratus* es más abundante en áreas conservadas del Pedregal, *Peromyscus melanophrys* Coues lo es en áreas sujetas a disturbio intermedio como son las áreas de amortiguamiento, en tanto que las especies exóticas como *M. musculus* y *Rattus norvegicus* y *R. rattus* se encuentran en áreas con disturbio intenso y presencia humana como camellones y dentro de las instalaciones de las facultades.

Se han realizado monitoreos con roedores en los sitios sujetos a restauración A11 y A8 donde se reporta la presencia de dos ratones nativos *P. gratus* y *P. difficilis* J. A. Allen y también se registraron dos especies exóticas: *M. musculus*, y *Rattus norvegicus*. (San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010; Peña-Mendoza, 2016). En el caso del *P. difficilis* no está como tal reportado para la REPSA (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009) y no hay ejemplares en colección que sustenten este registro. Es posible que existan problemas con la identificación, ya que existen dificultades en la identificación correcta de los ratones del género *Peromyscus* por ser un grupo complejo, heterogéneo, con gran variación y traslapes en los caracteres morfológicos recomendables para su reconocimiento (Ramírez-Pulido *et al.*, 2001). Por lo que para este trabajo, los registros de *P. difficilis* se consideran como *P. melanophrys* ya que en este trabajo se capturó un ejemplar que se identificó como *P. melanophrys* con la ayuda de la Dra. Yolanda Hortelano Moncada y se puede consultar en la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA).

Mientras que en el monitoreo previo de mamíferos medianos, San José (2010) reporta seis especies de mamíferos medianos: el tlacuache (*Didelphis virginiana*), el ardillón (*Otospermophilus variegatus* Erxleben) y el conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*), una especie introducida, la ardilla gris (*Sciurus aureogaster* F. Cuvier), y dos ferales: el perro (*Canis lupus familiaris*) y el gato (*Felis catus*). Es de suma importancia dar continuidad a dichos trabajos para evaluar el avance de la restauración y ajustar acciones de ser necesario.

1.5. Justificación

Dada la importancia de la REPSA, por ser uno de los últimos relictos de la zona más baja del Pedregal del Xitle y por albergar una diversidad considerable, que incluye la de mamíferos (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009), es necesario realizar monitoreos continuos del estado de su fauna nativa y de las amenazas que representan las especies exótica. De esta manera, si la estructura de la comunidad de mamíferos terrestres en los sitios sujetos a restauración (A11, A8, SO y A2) corresponde a la estructura del ecosistema de referencia (zonas conservadas) será un indicativo del progreso en la recuperación.

II. OBJETIVOS Y PREDICCIONES

El objetivo general de este trabajo es comparar la estructura de las comunidades de mamíferos terrestres asociados a zonas conservadas y sitios sujetos a acciones de restauración ecológica en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, UNAM, Ciudad de México, con la finalidad de conocer el estado de estos sitios. Los objetivos particulares, derivados del anterior, son los siguientes:

1. Conocer el grado de recuperación de cuatro sitios sujetos a restauración a partir de sus ensamblajes de mamíferos.
2. Comparar los ensamblajes de mamíferos y abundancias de roedores respecto a estudios previos realizados en los sitios en restauración A11 y A8 (San José, 2010; Villeda-Hernández, 2010; San José *et al.*, 2013; Peña-Mendoza, 2016).
3. Conocer si existe efecto de la luna en la captura de roedores en un ambiente urbano.

Las hipótesis y predicciones propuestas son:

1. Si las actividades de restauración han sido adecuadas y ha pasado el tiempo suficiente, los sitios sujetos a restauración y las zonas conservadas tendrán comunidades de mamíferos similares.
2. Si las actividades de restauración han sido adecuadas y ha pasado el tiempo suficiente, se espera que haya un incremento en la abundancia y diversidad de mamíferos nativos y una disminución de especies exóticas en los sitios en restauración respecto a años previos.

3. Si hay contaminación lumínica que altera el comportamiento de animales nocturnos, no habrá relación de la fase lunar con la captura de roedores.

III. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se encuentra dentro de la Ciudad Universitaria (CU) de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. Abarca una superficie de 237.3 ha entre las coordenadas geográficas 19°18'21''–19°20'11'' norte y 99°10'15''–99°12'4'' oeste (SEREPSA, 2013b). Desde su origen, esta reserva se encuentra fragmentada. Actualmente está compuesta por tres zonas núcleos con 171.1 ha y 13 áreas de amortiguamiento que constituyen las 66.2 ha restantes (UNAM, 2005; Fig. 3.1). Se encuentra a una altitud de 2,270 a 2,349 m.s.n.m.; su clima es templado subhúmedo con lluvias en verano [Cb(w1)w], con una temperatura media anual de 15.6 °C y una precipitación media anual de 833 mm (SEREPSA, 2013b). Existe una estacionalidad marcada, con una temporada seca de noviembre a mayo y una temporada de lluvias de junio a octubre (Rzedowski, 1954; Meave *et al.*, 1994). La vegetación predominante es matorral xerófilo de alta elevación de *Pittocaulon praecox* H.Rob. y Brettell (Rzedowski, 1954). Predomina la roca volcánica expuesta; el suelo es escaso y poco profundo, de origen eólico y poco desarrollado, el cual se acumula en grietas y fisuras (Cano-Santana y Meave, 1996).

3.2. Selección de sitios de estudio

Se seleccionaron los cuatro sitios sujetos a restauración ecológica, los cuales están ordenados cronológicamente acorde al tiempo que llevan en restauración, así como cuatro zonas conservadas de referencia. Los métodos de restauración, el tiempo del proceso y los rasgos de los sitios sujetos a restauración ecológica se señalan a continuación.



Figura 3.1. Foto aérea de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA). Los sitios de estudio se indican en naranja las zonas sujetas a restauración y en verde las zonas conservadas de referencia, modificado de Lot *et al.* (2012).

3.3. Sitios sujetos a restauración

3.3.1. Área de amortiguamiento A11 (estacionamiento cancelado; A11). El área de amortiguamiento A11 también es conocida como “Vivero Alto”, ya que dentro de él domina un área dedicada a mantener un vivero de pasto y tiene una superficie total de 6.8 ha. Al norte está delimitada por la Unidad de Seminarios Ignacio Chávez; al oriente por la Zona Núcleo Poniente de la REPSA, al sur con la calle de acceso al Colegio de Ciencias y Humanidades Plantel (CCH) Sur y al poniente con el propio CCH Sur (UNAM, 2005).

El sitio ha sido sujeto a acciones de restauración en su porción sureste, la cual cubre 0.25 ha (Fig. 3.1) y colinda al norte con la zona núcleo poniente de la REPSA. Se encuentra dividido en dos porciones por un camino de terracería de 5 m de ancho. Este sitio sufrió, entre noviembre de 2004 y enero de 2005, un gran deterioro por la remoción de toda la cubierta vegetal, la extracción de cantera y el posterior relleno de la zona y aplanamiento, con el objeto de construir un estacionamiento, cuya construcción finalmente fue cancelada. Las acciones iniciales de recuperación en este sitio fueron las siguientes. En marzo de 2005 se hizo la extracción del material de relleno con maquinaria y la adición de roca basáltica intentando favorecer la heterogeneidad topográfica, pero los cargamentos de roca basáltica se encontraban contaminados por desechos inorgánicos y materiales no consolidados de naturaleza semiedáfica con presencia de rizomas de pasto kikuyo. Por lo anterior, en marzo-abril de 2005, se llevaron a cabo labores de eliminación de desechos inorgánicos y la extracción parcial de rizomas. Hasta la fecha, se han realizado 17 jornadas de restauración ecológica entre octubre de 2006 y octubre de 2017 (Cano-Santana *et al.*, 2010; González-Jaramillo, 2018). No se introdujeron semillas porque se apostó a la lluvia de semillas proveniente de la zona núcleo conservada adyacente. Se realizó control de *Buddleja cordata* Kunth y *Wigandia urens* Ruiz y Pav. entre abril y octubre de 2009, el de *Nicotiana*

glauca Graham, cesó en abril de 2009 porque esta planta ofrece alimento y percha a aves, y el de *Phytolacca icosandra* cesó en mayo de 2007 porque ofrece alimento a ratones.

Actualmente, la roca adicionada constituye un terreno inestable, donde una persona fácilmente puede mover las rocas al caminar en el sitio, a pesar de esto, en general es un sitio plano al centro y sólo en los bordes hay una ligera pendiente que sube hacia los caminos circundantes. Respecto a la vegetación, González-Jaramillo (2018) reporta que las especies nativas no arvenses con mayor cobertura son: *B. cordata*, *Fraxinus* (Wenz) Lingelsh, *Dahlia coccinea uhdei* Cav., *Cissus sicyoides* L. y *Eupatorium* sp. y especies nativas arvenses como *Archibaccharis serratifolia* (Kunth) S. F. Blake y *Dicliptera peduncularis* Ness. Mientras que existe una alta cobertura de las especies exóticas: *Cenchrus clandestinus* Hochst. ex Chiov. y *Tropaeolum majus* L. El tepozán (*B. cordata*), al ser una planta arbórea dominante, ha provocado que el sitio se encuentre siempre sombreado, por lo que existe una baja diversidad de especies arvenses nativas. Respecto a la presencia humana, por su cercanía a la colonia Jardines del Pedregal, se promueve contaminación lumínica y sonora, y el ingreso de gatos domésticos (Zambrano *et al.*, 2016). Hay dos accesos libres (el acceso por la calle Zacatépetl y desde el Jardín Botánico) por lo que sus alrededores son frecuentados por visitantes, estudiantes, corredores y personas que pasean a sus perros (obs. pers.).

3.3.2. Área de amortiguamiento A8 (camellón de eucaliptos y desechos de jardinería; A8). El área de amortiguamiento A8, también conocida como Biológicas, tiene una superficie total de 3.3 ha y está delimitada en sus cuatro costados por el Circuito Zona Deportiva, al poniente se encuentran los Institutos de Biología, de Ecología y de Investigaciones Biomédicas, y las canchas de fútbol soccer al oriente de la misma (UNAM,

2005). El sitio sujeto a acciones de restauración se ubica en su porción noreste, que cuenta con 0.51 ha (Fig. 3.1) y se ubica en una hondonada de 2-4 m de profundidad. En 2004 estaba dominado por 74 eucaliptos introducidos desde la década de 1950. Desde 1974 también estuvo sujeto a un proceso de relleno con desechos: de jardinería, cascajo en sus bordes y basura inorgánica principalmente en la parte central; proveniente de las canchas y sitios adyacentes al lugar (Antonio-Garcés, 2008), con el fin de convertirlo en un área verde cubierta de césped. Hay una franja de 3 a 5 m de ancho y 120 m de largo de pasto kikuyo (*C. clandestinus*). Las acciones de restauración han sido: 1) el retiro de los desechos mediante la implementación de 28 jornadas de restauración ecológica y el uso de un trascabo, entre abril de 2005 y noviembre de 2017; 2) el retiro, y posterior control del 100% de los eucaliptos; 3) la introducción de plantas nativas; y 4) control de las poblaciones de dos plantas exóticas: *Mirabilis jalapa* L. y *Ricinus communis* L. (Cano-Santana *et al.*, 2010; González-Jaramillo, 2018).

Como en este sitio se recuperó el sustrato original, se encuentra cierta rugosidad en el terreno, teniendo dentro de la hondonada pequeñas grietas, oquedades, pequeños promontorios (de 1 a 2 m) sin cobertura vegetal. Además, como parte del manejo, los bordes tienen una franja de aproximadamente 50 cm de rocas volcánicas adicionadas (Fig. 3.2), que cubren una línea de media tensión (Lot *et al.*, 2012). Sin embargo, no se logró evitar el establecimiento pasto kikuyo después de la franja de rocas. Así mismo, en el límite oeste del sitio en restauración, hay un camino de rocas que atraviesa el camellón y a ambos lados hay una pendiente de sustrato basáltico que fue adicionado para que el camino se encuentre a la altura de la calle y no dentro de la hondonada, por lo que esta es la única zona donde existe este sustrato que es inestable de la misma manera que los sitios en

restauración A11 y SO. Respecto a la vegetación, González-Jaramillo (2018) reporta que las especies nativas no arvenses con mayor cobertura son: *Eupatorium petiolare* Less, *B. cordata*, *Eupatorium glandulosum* Kunth non Michx, *Montanoa tomentosa* Cerv. y *Senna multiglandulosa* (Jacq.) H.S.Irwin y Barneby. Existe una alta cobertura de las especies exóticas *C. clandestinus*, *Schinus mole* L., *Leonotis nepetifolia* (L.) R. Br. y *R. comunis*, ya que, hasta el día de hoy, este sitio se sigue utilizando para verter desechos de jardinería aunque esté protegido y en proceso de restauración. En esta zona existe una gran actividad humana sobre todo en fines de semana al estar delimitada en sus cuatro costados por el Circuito Zona Deportiva. Se percibe contaminación del aire, lumínica y sonora, al encontrarse cerca de las instalaciones del Jardín Botánico y los institutos de Biología, de Ecología y de Investigaciones Biomédicas. Hay actividad constante de alumnos, académicos y visitantes entre semana. Durante los fines de semana hay eventos en las canchas de futbol soccer aledañas, en otras zonas deportivas, partidos en el Estadio Olímpico o hay corredores y ciclistas que normalmente utilizan los circuitos, por lo que el contorno del camellón se usa de estacionamiento y las personas suelen ingresar el lugar como atajo o baño, por lo que se detectan caminos y basura. Además, frecuentemente las personas pasean perros por la zona y permiten el ingreso de los animales al sitio sin recoger sus excrementos.



Figura 3.2. Nucleación en A8.

3.3.3. Extremo poniente de la Zona Núcleo Suroriente (terracería recubierta; SO). La Zona Núcleo Sur Oriente (ZNSO) tiene una superficie total de 23 ha y se limita al norte con el Circuito Mario de la Cueva y las instalaciones de la Dirección General de Televisión Universitaria; al Oriente con la colindancia de CU con la Av. Antonio Delfín Madrigal y las instalaciones del Centro Nacional de Prevención de Desastres, al sur colinda con las instalaciones del parque de vehículos del campus siguiendo los rasgos de una antigua cantera y una línea paralela a la Av. del Imán a una distancia de 43 m. Al poniente colinda con las vialidades que comunican con la entrada a Ciudad Universitaria por Av. Imán y con el Circuito Mario de la Cueva. Tanto la ZNSO como las áreas colindantes han estado sujetas a diversos disturbios documentados por Merino-Vaquero (2017). De 1941 a 1976 se comenzó con la explotación de las canteras sur, sur oriente y oriente de CU. De 1976 a 1985, la construcción del Centro Cultural Universitario detona la reducción del área de distribución del pedregal natural de la zona suroeste de Ciudad Universitaria. De 1985 a 1990, la ampliación del Circuito Mario de la Cueva, la construcción del Circuito de Humanidades y los Institutos de Humanidades, la Facultad de Ciencias Políticas y Sociales

y TV UNAM comienzan a aislar la porción norte de la actual ZNSO, dividiéndola del resto de la zona núcleo con el camino de terracería (la brecha “Zacatón”). En el 2004 se establece el aislamiento total de la ZNSO con la construcción del Circuito Universitario Universum, la colocación de muro y malla ciclónica que delimita la zona, quedando el extremo poniente de la ZNSO como una zona aplanada y recubierta de tierra de aproximadamente 0.35 ha que se comunica con la brecha Zacatón, y actualmente es el sitio sujeto a acciones de restauración (Estañol-Tecuatl, y Cano-Santana, 2017; Fig. 3.1).

El sitio ha sido sujeto a acciones de restauración es el extremo poniente de la ZNSO donde en el 2007 se realizó un recubrimiento con roca basáltica en este sitio y, desde entonces, no se le ha realizado algún otro tratamiento (Estañol-Tecuatl, 2014). Aunque sí se han realizado diversos proyectos de investigación temas relativos a la historia natural, inventarios faunísticos, ecología y monitoreo de enfermedades (Merino-Vaquero, 2017). Actualmente, hay un camino completamente plano de aproximadamente 50 m de largo y 3 m de ancho perpendicular a la reja de la zona. Al final el camino se divide en dos en dirección norte-sur (va paralelo a la reja), la parte sur rodea la roca adicionada, mientras que la norte se une con la brecha “Zacatón”. Todo el camino está cubierto por pasto kikuyo (*C. clandestinum*) que alcanza hasta los 50 cm de altura en la temporada de lluvias y se acumulan capas secas de años anteriores. A ambos lados del camino se adicionó el sustrato basáltico haciendo tanto montículos (de hasta 4 m de alto) como pequeñas hondonadas (entre 1 y 2 m de profundidad). Después de la división del camino (norte-sur) hay otra franja de sustrato basáltico adicionado de aproximadamente 10 m de ancho, que colinda con la zona conservada. La roca adicionada constituye un terreno inestable, donde una persona fácilmente puede mover las rocas al caminar en el sitio. Respecto a la vegetación,

Estañol-Tecuatl (2014) reporta a las plantas nativas *E. petiolare*, *B. cordata*, *W. urens*, *M. tomentosa* y *Passiflora subpeltata* Ortega, así como a las exóticas *C. clandestinum*, *N. glauca* y *S. molle* como dominantes. Gracias a que esta zona se encuentra enrejada, no se registra actividad humana reciente; aunque sí existen desechos inorgánicos antiguos (cuando el sitio tenía libre acceso) y sólo está el Circuito Universitario Universum como generador de contaminación del aire, lumínica y sonora, pero no es una zona .

3.3.4 Área de amortiguamiento A2 (camellón con eucaliptos; A2). El Área de amortiguamiento A2, también conocida como “Circuito Exterior Porción Sur”, tiene una superficie total de 2 ha, constituida en su totalidad por el camellón ubicado frente a la Escuela Nacional de Trabajo Social y el Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología (ICAT, antes denominado Centro de Ciencias Aplicadas y Desarrollo Tecnológico, CECADET), y parcialmente por el camellón localizado frente a la Facultad de Contaduría y Administración y las instalaciones de la Dirección General de Servicios de Cómputo y de Tecnologías de Información y Comunicación (DGTIC) Está limitada en sus costados por el Circuito Exterior y sus retornos (UNAM, 2005). Estos camellones se ubican al norte de la Zona Núcleo Oriente de la REPSA.

La institución encargada de su mantenimiento ha sido el ICAT y la Escuela Nacional de Trabajo Social (ENTS) como parte del programa ProREPSA desde el 2006 (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019). Se realizó la identificación de flora nativa y exótica. En agosto de 2008 iniciaron las jornadas de limpieza, el retiro de plantas exóticas (*L. nepetifolia*, *R. communis*, *M. jalapa* y *C. clandestinum*) y desechos sólidos. Estas actividades se han mantenido. En agosto de 2017, el manejo de este sitio se incorporó al proyecto PAPIIT en agosto de 2017, fecha en que se retiraron parcialmente los eucaliptos

de la zona. Además de. A lo largo de 10 años del proyecto se han retirado 55 toneladas de residuos sólidos, han participado 1566 personas entre alumnos, estudiantes, académicos, responsables de zona y coordinadores (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019). Aunque toda el área de amortiguamiento se ha manejado, en este estudio se considera como sitio sujeto a acciones de restauración es el extremo poniente del camellón donde se ha realizado la mayor intervención, principalmente la remoción de 21 eucaliptos. Está localizado entre la ENTS y la Coordinación de Universidad Abierta, Innovación Educativa y Educación a Distancia (CUAIEED) y abarca 0.33 ha (Fig. 3.1).

El sitio está limitado por un ducto de conducción de agua de 73.3 m el cual atraviesa el camellón. A pesar de ser relativamente pequeño, hay unas zonas con planchas grandes de roca expuesta, pequeñas oquedades, hondonadas y cuevas, una zona plana extensa elevada, pequeñas grietas de aproximadamente 40 cm y un hueco donde se removió una subestación eléctrica y fue revestida por roca basáltica. Respecto a la vegetación, Morelos-Rebollar (2019) reporta como especies dominantes a las plantas nativas *P. praecox*, *B. cordata*, *Muhlenbergia robusta* (E. Fourn) Hitchc. y *M. tomentosa*, así como las exótica *S. molle*. Aunque se talaron los eucaliptos, a finales de 2018 se detectan sus rebrotes de hasta 4 m de altura. Este sitio tiene una gran presión humana por estar completamente rodeado de circuitos y edificios con gran afluencia entre semana, por lo que hay mucha basura en los bordes (a pesar de las jornadas que continúan realizándose), contaminación sonora y lumínica. Al contrario de otras zonas, tiene muy pocos visitantes los fines de semana y no hay caminos tan marcados, por lo que el mayor impacto se concentra en el borde.

3.4 Zonas conservadas de referencia

Las zonas conservadas de referencia (ZCR) seleccionadas se ubicaron en parcelas de 50 × 50 m, tres de ellas localizadas en tres zonas núcleo, de manera que estén cerca de las zonas sujetas a restauración ecológica (separadas por lo menos por 9 m), ya que se esperaría una tendencia a parecerse entre sí por ser fuentes de colonización, y una en el pedregal remanente conocido como “El Molotito” que tiene un buen estado de conservación (Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009) y cuenta con un estatus de protección de desde junio de 2019 (UNAM, 2019). Este último sitio, al ser un fragmento aislado, constituye un mejor sitio de comparación para los sitios sujetos a restauración que presentan características similares de tamaño y efecto borde. Los rasgos de cada ZCR se exponen a continuación.

3.4.1. Zona Conservada de Referencia 1 (ZCRI). Se ubica al norte de la Zona Núcleo Poniente al norte del sitio sujeto a restauración de la zona A11 (Fig. 3.1). Esta zona presenta una alta rugosidad, donde se encuentran grandes grietas (de hasta 4 m de profundidad), algunos sitios planos y extensas planchas de roca basáltica expuesta. Existe un estrato arbóreo conformado por eucaliptos, pirules (*S. molle*) y tepozanes (*B. cordata*), así como un estrato arbustivo de hasta 3 m de altura como palo loco (*P. praecox*) y nopales (*Opuntia* spp., sobre todo *O. tomentosa*). En este sitio se han registrado cinco especies nativas de mamíferos: zorrillo (*Spilogal angustifrons* Howell), cacomixtle (*B. astutus*), ardillón (*O. variegatus*), conejo castellano (*S. floridanus*) y ratón piñonero (*P. gratus*), y dos especies exóticas para el Pedregal: la ardilla gris, *Sciurus aureogaster*, y el perro feral (*C. lupus familiaris*; San José, 2010).

3.4.2. Zona Conservada de Referencia 2 (ZCR2). Se localiza al extremo norte de la Zona Núcleo Poniente, detrás de las instalaciones del Instituto de Ecología y del Instituto de Investigaciones Biomédicas (Fig. 3.1). Presenta una muy alta rugosidad con varias hondonadas, oquedades y pequeñas cuevas, con escasos sitios planos los cuales son elevados. La mayor parte de la vegetación es arbustiva de hasta 2 m de altura. Unas zonas están dominadas por zacatón (*M. robusta*) y en otras se encuentra dominado por tepozán (*B. cordata*) y nopales (*O. tomentosa*). Aunque hay presencia de pirules (*S. mole*) en esta parcela no se observaron especies exóticas invasoras como eucaliptos (*Eucaliptus* spp.) ni pasto kikuyo (*C. clandestinum*). Hay evidencia de presencia de conejos, tlacuaches y cacomixtles (excretas). Dada su ubicación, se encuentra un grado de disturbio muy bajo, ya que no hay caminos marcados que evidencien presencia humana y la basura que se encuentra es muy vieja, principalmente material metálico.

3.4.3. Zona Conservada de Referencia 3 (ZCR3). Se localiza al oeste de la Zona Núcleo Sur Oriente a 9 m al sureste del sitio sujeto a restauración SO (Fig. 3.1). Esta parcela se encuentra dentro de una extensa hondonada, con grietas de uno a dos metros de profundidad, algunos sitios planos elevados, varias hondonadas pequeñas, cuevas pequeñas, extensas planchas de roca basáltica expuesta y una zona que se eleva y colinda con una pared de roca. La mayor parte de la vegetación es herbácea, tiene varias zonas dominadas por zacatón (*M. robusta*), nopales (*O. tomentosa*), oreja de burro (*Echeveria gibbiflora* DC.) y helechos. En una pequeña porción, al noroeste de la zona, dominan un estrato arbóreo: tepozán (*B. cordata*), pirul (*S. molle*) y palo loco (*P. praecox*). En los bordes, se observa pasto kikuyo (*C. clandestinus*), además de algunos parches de bola africana del rey (*Leonotis nepetifolia*). Hay evidencia de presencia de conejos, tlacuaches y cacomixtles

(excretas). Esta zona no presenta caminos marcados, pero sí basura, principalmente material de construcción y llantas sólo en la zona colindante a la porción en restauración. En general, esta zona núcleo tenía alto impacto por actividad humana, lo cual se redujo al enrejarse sus límites en 2004 (Merino-Vaquero, 2017).

3.4.4. Zona Conservada de Referencia 4 (ZCR4). Se ubica en el Pedregal remanente No. 143 (SEREPSA, 2013c; Fig. 3.1), también conocido como “El Molotito”. Es un pedregal conservado (Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009), el cual no forma parte de los polígonos de la REPSA. Se han realizado varias jornadas de limpieza y control de especies exóticas desde el 2005 por parte de profesores y alumnos de la Facultad de Ciencias. En junio del 2017 se destruyó una zona para hacer una nueva entrada al estacionamiento de profesores de la Facultad de Ciencias, pero gracias a una movilización estudiantil y de algunos académicos, se evitó que se hiciera dicha obra, lo que culminó con su adopción el 5 de junio del 2019 por la Facultad de Ciencias para protegerlo y manejarlo en coordinación con la SEREPSA. Se caracteriza por la ausencia de eucaliptos, con pocas veredas, baja carga de visitantes y alta actividad de fauna (Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009). Garmendia (2009) registra en el sitio dos roedores nativos (*P. gratus* y *P. melanophrys*) y uno exótico (*M. musculus*). Esta zona presenta una topografía sumamente accidentada, con paredes, grandes cuevas, grietas y hondonadas de gran tamaño. Domina el estrato arbóreo con tepozán (*B. cordata*), pirul (*S. molle*) y palo loco (*P. praecox*) y se encuentra una gran cantidad de helechos, orquídeas y oreja de burro (*E. gibbiflora*). En los bordes se observa mayor disturbio con la presencia de plantas exóticas invasoras como: *L. nepetifolia*, ricino (*R. communis*) y pasto kikuyo (*C. clandestinus*). Hay una gran cantidad de basura que la gente desecha al estacionarse, así como restos de jardinería en su límite sureste. Aunque

hay basura visible, la actividad humana se ha reducido al estar enrejada desde 2018 (Díaz, com. pers.), pero hay una gran actividad humana en los alrededores (vialidades y actividad cotidiana de la Facultad de Ciencias), además de experimentar mayor contaminación lumínica directa que la que se presenta en las zonas núcleo de la REPSA.

3.5. Muestreo de ratones

Para estimar la densidad de roedores se llevaron a cabo dos muestreos, uno durante la temporada de secas (febrero-mayo) y el otro en la temporada de lluvias (julio-noviembre) de 2018 con el método de captura-recaptura de dos noches consecutivas (White *et al.*, 1982) por sitio. Para esto, se utilizaron 16-20 trampas Sherman plegadizas en cada sitio (23 × 8 × 9 cm), las cuales se colocaron en disposición de retícula separadas entre sí 10 m y alejadas 5 m de los bordes (Sélem-Salas, 2011). Se cebaron con avena, extracto de vainilla y semillas de girasol y se colocaron a un costado de árboles, rocas, dentro de cuevas, etc. procurando abarcar una diversidad de microambientes. Las trampas se activaron cerca de la puesta del sol (entre 18:00 y 19:00 h) y se revisaron entre las 7:00 y 8:00 h. En los meses fríos se colocó dentro de la trampa una cama de algodón. Los roedores capturados se marcaron con violeta de genciana en la base de la cola para reconocer al individuo en caso de recaptura. Para cada organismo se registró especie, fecha y fase lunar, número de trampa, se tomaron medidas morfométricas para corroborar su identificación, edad aproximada por la coloración del pelaje, sexo y estado reproductivo. Se reconocieron a las hembras reproductivas gestantes y lactantes por los siguientes rasgos: si estaban con tetillas visibles (lactantes) o con preñez evidente (se nota el vientre distendido y se logran ver tetillas; ver Apéndice I). En los machos se registraba la posición de los testículos:

escrotados (considerados con actividad reproductiva), abdominales o inguinales (sin actividad reproductiva). Todos los especímenes se liberaron en el mismo sitio de captura. Los ratones exóticos fueron sacrificados por dislocación cervical de acuerdo con lo sugerido por la NOM-062-ZOO-1999.

Se estimó el tamaño poblacional de las especies de roedores encontradas para cada una de las parcelas mediante el índice de Petersen-Lincoln, pero con el estimador propuesto por Seber para muestras pequeñas (1982):

$$\check{N} = \frac{(M + 1)(C + 1)}{(R + 1)} - 1$$

donde \check{N} es el estimador de abundancia, M es el número de individuos marcados el primer día, C es el número total de individuos capturados el segundo día y R es el número de individuos con marca (recapturados) en el segundo día, para comparar las poblaciones entre los ocho sitios. El esfuerzo de captura se calculó con el número de trampas colocadas en cada sitio multiplicado por las noches de muestreo expresado en trampas/noche. El éxito de muestreo se calculó con el número total de capturas de roedores entre el número de noches-trampa, expresado en porcentaje (Romero-Almaraz *et al.*, 2000). El índice de recaptura se calculó dividiendo el total de recapturas entre el total de capturas. Este índice representa el número promedio de veces que los individuos de una especie fueron capturados.

3.6. Muestreo de conejos

Se realizaron dos muestreos, el primero entre febrero y mayo de 2018 y el segundo entre septiembre de 2018 y enero de 2019, para estimar la abundancia del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) a través de la abundancia de las pastillas fecales, el cual es un

método muy utilizado para los lagomorfos (Farías-González, 2011). Se trazaron cuatro transectos de 25×6 m por sitio separados 10–15 m entre sí. Las pastillas se cuantificaron en cuadros de 25×25 cm situados a ambos lados de un transecto de 25 m, a una distancia de 1 y 3 m de manera alternada, de modo que se abarcara en lo posible toda la extensión del transecto (Fig. 3.3). Solamente se contaron las pastillas que estuvieran íntegras en más de un 50%.

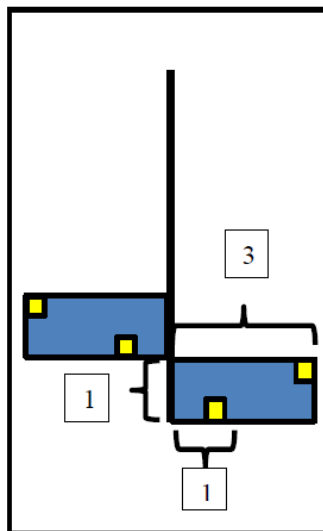


Figura 3.3. Esquema de la disposición de las unidades muestrales dentro de un transecto (modificado de Glebskiy, 2016).

Para la obtención de densidades de conejos (número de individuos/ha) se utilizó la fórmula (Glebskiy, 2016):

$$\text{Número de conejos} = \frac{\text{número de excretas}}{(\text{tasa de defecación}) (\text{tiempo de degradación})}$$

Para ello, se consideró un tiempo de degradación de las heces de 189 días, que es el tiempo que las excretas tardan en degradarse un 50% de su masa en la fecha en la que se realizó el estudio (Glebskiy, 2016), y la tasa de defecación de 485 ± 34.05 excretas día⁻¹ conejo⁻¹ la cual utilizó Dorantes (2017) para conocer la abundancia del conejo castellano en la REPSA y fue calculada por Cerri y colaboradores (2015).

3.7. Excretas y letrinas para el registro de mamíferos medianos

Entre junio de 2018 y abril de 2019 se realizó un conteo de excretas aisladas y letrinas que se ubicaran dentro de los sitios en restauración y en las parcelas dentro de las zonas conservadas. Por lo general, las letrinas tienen varias excretas y son utilizadas regularmente para marcar territorio en cacomixtles (*Bassariscus astutus*) (Barja y List, 2006). Así, para su identificación se tomaron muestras: si se trataba de letrinas se tomaban diferentes muestras de todas las excretas que fueran diferentes entre sí, ya que podría ser por variación de contenido o por ser de diferente especie, y si eran excretas aisladas se tomó una sola muestra. Se realizaron preparaciones de pelo siguiendo la metodología de Juárez *et al.* (2006) de las muestras obtenidas en campo. Sin embargo, muchas de las letrinas ya no presentaban pelos, por lo que se realizó la identificación con la ayuda del *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México* (Aranda, 2012). Se registró la geoposición de las excretas y letrinas con un GPS marca GARMIN, modelo Geko 201 (Tapei County). Se describió el sustrato en el que fue encontrado y apariencia general (color, forma, tamaño, presencia de semillas o tejidos vegetales).

Para complementar la información de la comunidad de mamíferos se registraron todos los avistamientos de cualquier mamífero durante la puesta de trampas, el mapeo de letrinas y el censo de conejos.

3.8. Análisis estadístico

Se realizaron pruebas de t con la densidad de roedores de *Peromyscus gratus* para comparar el dato de cada sitio en restauración contra el promedio de las cuatro ZCR (Zar, 2010) y separando los datos por temporada. Además, se aplicó una prueba de χ^2 con tabla de contingencia para comparar el éxito de captura de *P. gratus* con respecto a los estudios anteriores y prueba *post hoc* de residuos estandarizados. Para corroborar que la proporción sexual se ajusta a la reportada (1:1; Ceballos y Oliva, 2005), se realizó una prueba de χ^2 (Zar, 2010). No se realizó otra prueba con los datos de etapas de edad y proporción de hembras y machos reproductivos, ya que la muestra fue muy pequeña (ver Apéndice I). Para analizar si hubo efecto de la luna en la captura se realizó una prueba de χ^2 con tabla de contingencia.

Se realizó una ANdeVA de dos vías para conocer si hay un efecto del sitio y del muestreo sobre la densidad de heces de conejo castellano, para lo cual se transformaron los datos con $x = \log(x + 1)$, por tratarse de datos discretos. En caso de encontrarse diferencias significativas, se realizó una prueba *post hoc* de Tukey (Zar, 2010).

Se aplicó la prueba de t para comparar el número de letrinas de cada sitio sujeto a restauración, contra el promedio registrado en los sitios conservados (Zar, 2010).

Por otro lado, se realizaron correlaciones de Spearman (Zar, 2010) para conocer si existe una relación entre las características de los sitios (rugosidad, que registra la heterogeneidad del sustrato; diversidad vegetal nativa aparente; grado de perturbación humana y área del parche en que está inmersa la parcela) y los datos obtenidos (riqueza de mamíferos nativos, riqueza de mamíferos exóticos, densidad de ratones en secas y lluvias, y densidad de conejos en cada muestreo). Las características de los sitios se ordenaron cualitativamente del 1 al 8, adjudicando el valor de 8 al sitio más conservado, es decir, el que posee mayor rugosidad, diversidad vegetal nativa aparente más alta, menor perturbación humana y mayor área. Mientras que el 1 se adjudicó a los sitios con el menor grado de conservación, es decir: al sitio con menor rugosidad, diversidad vegetal nativa aparente baja, mayor perturbación humana y menor área. Así mismo, los datos obtenidos (riqueza de mamíferos nativos, riqueza de mamíferos exóticos, densidad de ratones en secas y lluvias, y densidad de conejos de ambos muestreos) se ordenaron del 1 al 8 siendo el 8 el sitio con la mayor riqueza de mamíferos nativos, con la menor riqueza de mamíferos exóticos, y con la mayor densidad de ratones y conejos. Además, se calculó un *valor de calidad del hábitat* (VCH) de cada uno de los ocho sitios. Para determinarlo se sumaron los valores del 1 al 8 tanto los cuatro parámetros ambientales (rugosidad, diversidad vegetal nativa aparente, grado de perturbación humana y área), así como cuatro parámetros relativos a la comunidad de mamíferos (riqueza de mamíferos nativos, riqueza de mamíferos exóticos, densidad promedio de ratones y densidad de promedio conejos), siendo el 4 el valor mínimo de calidad y 64 el máximo.

Por último, se construyó un dendograma con el índice de similitud cualitativo de Jaccard a partir de los datos de presencia-ausencia de cada especie de mamíferos detectada en cada sitio, tomando cuenta el modelo con mayor validez.

IV. RESULTADOS

4.1. Composición de mamíferos

Del muestreo realizado de febrero de 2018 a abril de 2019, a través de trampeo, avistamiento y excretas, se registró un total de seis especies de mamíferos nativos y cuatro de mamíferos exóticos (Tabla 4.1).

En los sitios sujetos a restauración se obtuvo un total de nueve especies de mamíferos, seis nativos (*Peromyscus gratus*, *P. melanophrys*, *Otospermophilus variegatus*, *Didelphis virginiana*, *Bassariscus astutus* y *Sylvilagus floridanus*, y tres exóticos (*Sciurus aureogaster*, *Felis catus* y *Canis lupus familiaris*). Las especies nativas variaron entre una y cinco especies por sitio; mientras que las exóticas variaron entre cero y una especie por sitio. Por otra parte, en las zonas conservadas de referencia (ZCR) se obtuvieron un total de ocho especies, cinco nativas (*P. gratus*, *O. variegatus*, *D. virginiana*, *B. astutus* y *S. floridanus*) y tres exóticas (*S. aureogaster*, *C. lupus familiaris* y *M. musculus*). Las nativas variaron entre tres y cinco especies por sitio, y las exóticas entre cero y dos especies en este tipo de sitios.

Entre las especies nativas, *P. gratus* fue la única que se encontró en todos los sitios; *P. melanophrys* sólo fue registrado en dos sitios sujetos a restauración (A8 y A2), pero en ningún sitio conservado. El ardillón (*O. variegatus*), por su parte, se registró en dos zonas conservadas la ZCR2, ZCR4, y dos en restauración A8 y A2; el conejo castellano se registró en todos los sitios excepto en la ZCR4 y A2, los cuales constituyen fragmentos

aislados. El tlacuache no se registró en la ZCR1 y A11, las cuales son sitios aledaños, y el cacomixtle no fue registrado en A11 y A8 (ver Tabla 4.1).

Entre las especies exóticas los perros fueron los que se registraron en más zonas (ZCR1, ZCR3 y SO, los últimos dos son sitios que están aledaños). Por su parte, las ardillas grises *S. aureogaster* sólo se encontraron en dos sitios que presentan un estrato arbóreo desarrollado (ZCR1 y A8), los gatos sólo se registraron en A11 y el ratón doméstico *M. musculus* fue el único roedor exótico registrado, y fue en la ZCR4 (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Especies registradas por sitio donde el sombreado verde indica las zonas conservadas de referencia y el sombreado naranja los sitios sujetos a restauración en pedregales de Ciudad Universitaria, donde + indica presencia: ¹Trampeo; ²Avistamiento; ³Excretas (aisladas o en letrina); ⁴Uso del sitio como refugio temporal (ver discusión, sección 5.4). En letras rojas las especies exóticas. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019.

	ZCR1	ZCR2	ZCR3	ZCR4	A11	A8	SO	A2
<i>Peromyscus gratus</i> ¹	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Peromyscus melanophrys</i> ¹						+		+
<i>Otospermophilus variegatus</i> ²		+		+		+		+
<i>Sylvilagus floridanus</i> ³	+	+	+		+ ⁴	+ ^{2,3}	+	
<i>Didelphis virginiana</i> ³		+	+	+ ^{2,3}		+	+	+
<i>Bassariscus astutus</i> ³	+	+	+	+ ^{2,3}			+	+
<i>Sciurus aureogaster</i> ²	+					+		
<i>Felis catus</i> ²					+			
<i>Canis lupus familiaris</i> ³	+		+				+	
<i>Mus musculus</i> ¹				+				
No. de spp. Nativas	3	5	4	4	2	5	4	5
No. de spp. Exóticas	2	0	1	1	1	1	1	0
No. total de spp.	5	5	5	5	3	6	5	5

A8 fue el sitio con la mayor riqueza de mamíferos (seis especies), cinco nativos (*P. gratus*, *P. melanophrys*, *O. variegatus*, *S. floridanus* y *D. virginiana*) y una especie exótica

(*S. aureogaster*), en tanto que A11 es el sitio con la menor riqueza: dos especies nativas (*P. gratus* y *S. floridanus*) y una exótica (*F.catus*; Fig. 4.1). Únicamente los sitios A2 y la ZCR2 no presentaron especies exóticas, y la ZCR1 fue el único sitio que presentó dos especies exóticas (*S. aureogaster* y *C.lupus familiaris*).

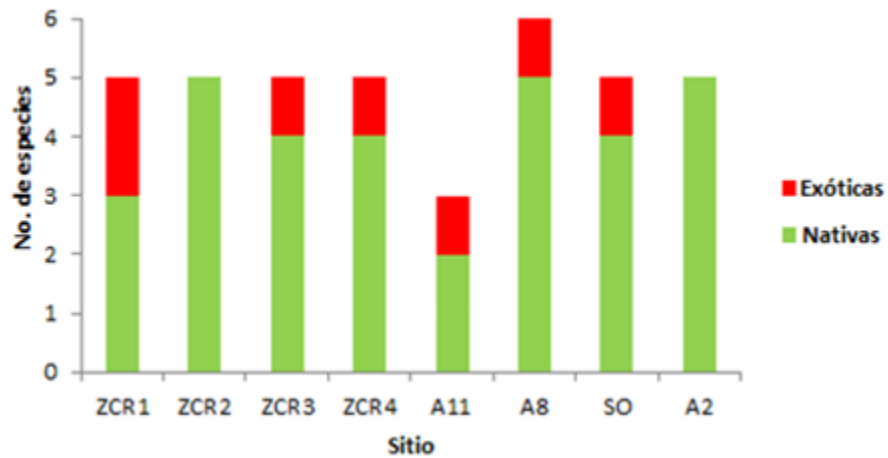


Figura 4.1. Número de especies nativas y exóticas registradas en cuatro sitios conservados (ZCR) y cuatro sitios sujetos a restauración de Ciudad Universitaria. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019.

4.2. Densidad de ratones, etapa reproductiva, proporción de edad y efecto de la luna

Se hizo un esfuerzo total de 578 noches-trampa, con un éxito de captura del 21% y un índice de recaptura de 4%. En todos los sitios se registró el ratón piñonero (*Peromyscus gratus*). Se registró un individuo de *Peromyscus mpuelanophrys* en A8 y otro en A2. En la

ZCR4 se registró un individuo de *Mus musculus* (ver Apéndice I). Debido a lo anterior, sólo se procesaron los datos de *P. gratus*.

Durante la temporada de secas se puede observar una gran variación en las densidades de *P. gratus* entre las zonas conservadas de referencia (ZCR), y se registra un promedio global en este tipo de sitios de $72.4 \pm \text{d.e. } 41.4$ ind/ha. Se encontró que la densidad de esta especie de ratón registrada en A11, A8 y A2 no difiere significativamente con la densidad promedio encontrada en las ZCR; no obstante, en el sitio SO tuvo una densidad significativamente menor (5.0 ind/ha) a la que se registra en las ZCR (Fig. 4.2a). En la temporada de lluvias, por su parte, la densidad promedio de ratón piñonero encontrado en las ZCR disminuyó a $33.2 \pm \text{d.e. } 16.0$ ind/ha y las densidades registradas en A11 y SO no difirieron de este valor promedio, pero en A2 y A8 se registran densidades significativamente mayores a las registradas en las ZCR (123.5 y 70.0 ind/ha, respectivamente; Fig. 4.2b).

Se encontraron hembras gestantes y lactantes en tres de las cuatro zonas conservadas (ZCR2, ZCR3 y ZCR4), así como en dos sitios en restauración (A2 y A8; Fig. 4.3). Se encontró una sola hembra reproductiva en abril (en el sitio A2) y 10 hembras en estado reproductivo exitoso (gestante o lactante) de agosto a noviembre. En cuanto a machos en estado reproductivo, se encontraron siete ejemplares con testículos escrotados de *P. gratus*: uno en la ZCR2; dos en la ZCR3; tres en A8 y uno en A2. Los tres ejemplares juveniles, por su parte, se registraron entre septiembre y noviembre en ZCR2, ZCR3 y A2 (Fig. 4.4). En todos los sitios se encontraron especímenes de ambos sexos, excepto en ZCR4, donde se registraron sólo dos hembras (Fig. 4.5). Al agrupar los datos se encontró

una proporción sexual de 1:0.96 (hembras:machos; $n = 47$), la cual no difirió significativamente de 1:1 ($\chi^2 = 8.09$, g.l. = 7, $P = 0.326$).

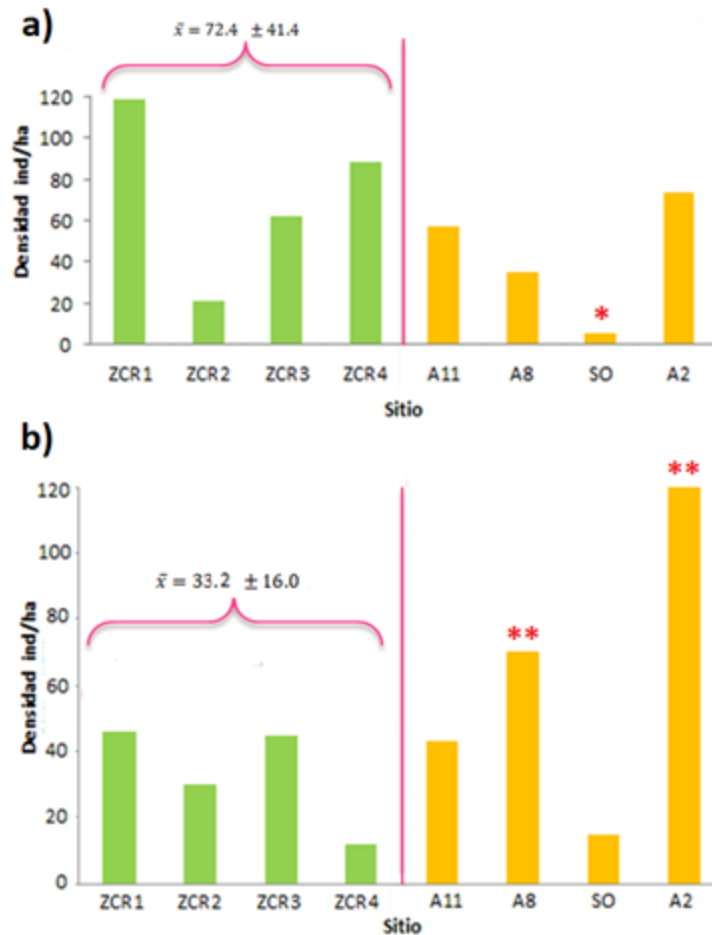


Figura 4.2. Densidad de *P. gratus* en cuatro zonas conservadas (ZCR, en verde) y en cuatro zonas sujetas a restauración (en naranja) en Ciudad Universitaria. Los asteriscos denotan una densidad de un sitio en restauración significativamente diferente a la densidad promedio obtenida de los sitios conservados (prueba de *t*). Datos de a) secas (febrero-mayo de 2018), y b) lluvias (junio-octubre de 2018). * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

De los dos individuos de *Peromyscus melanophrys* que se capturaron, el del sitio A8 (marzo) era un macho adulto con testículos escrotado, mientras que el individuo del sitio

A2 (septiembre) era una hembra adulta sin actividad reproductiva.

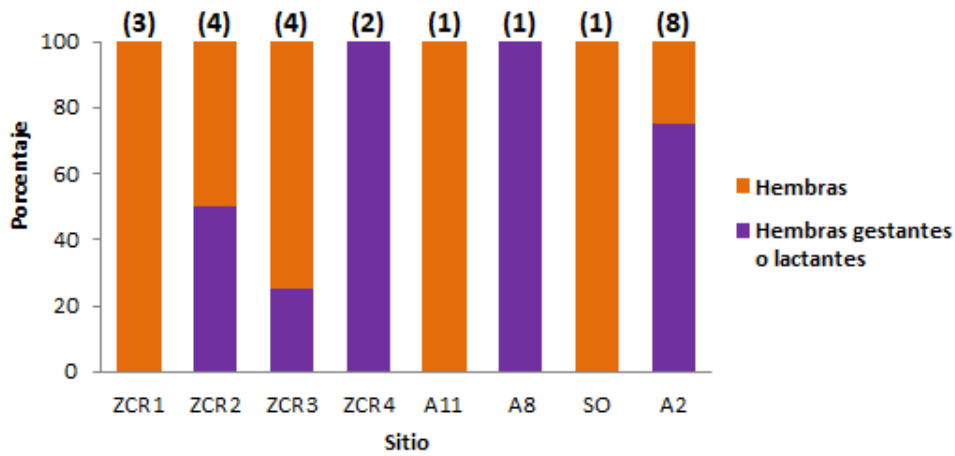


Figura 4.3. Etapas reproductivas de *P. gratus* en cuatro zonas conservadas (ZCR) y en cuatro zonas sujetas a restauración en Ciudad Universitaria expresado en porcentaje. Entre paréntesis el número total de hembras capturadas por sitio entre junio y octubre del 2018.

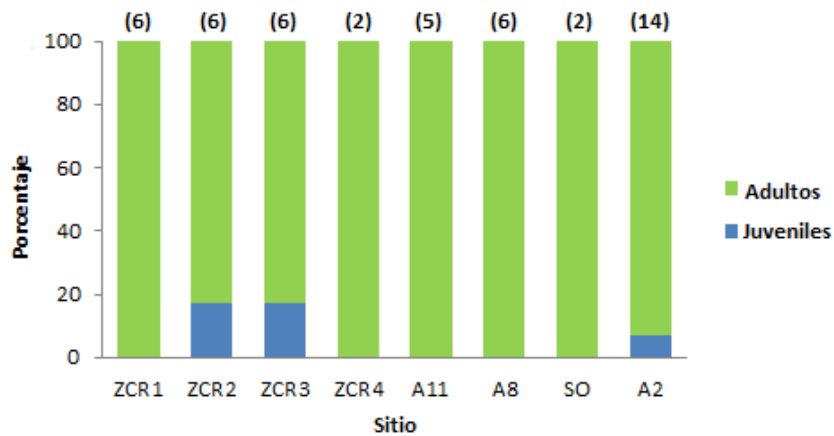


Figura 4.4. Porcentaje de ratones *P. gratus* de diferente edad en cuatro zonas conservadas (ZCR) y en cuatro zonas sujetas a restauración Ciudad Universitaria. Entre paréntesis el número total de individuos capturados por sitio entre junio y octubre del 2018.

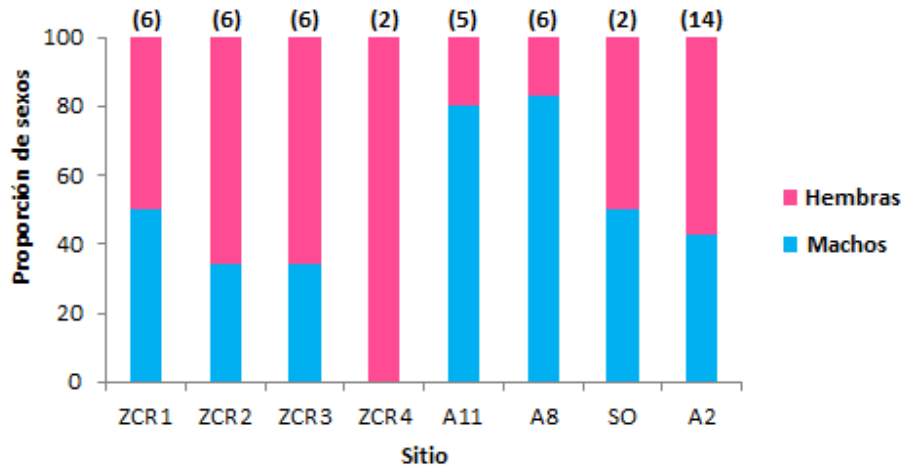


Figura 4.5. Proporción de sexos de *P. gratus* en cuatro zonas conservadas (ZCR) y en cuatro zonas sujetas a restauración Ciudad Universitaria. Se encontró una proporción sexual de 1:0.96 (hembras:machos; $n = 47$), la cual no difirió significativamente de 1:1 ($\chi^2 = 8.09$, g.l. = 7, $P = 0.326$). Entre paréntesis el número total de individuos capturados por sitio entre junio y octubre del 2018.

La frecuencia de capturas dependió significativamente de la fase lunar ($\chi^2 = 17.65$, g.l. = 1, $P = 0.001$); durante la luna llena se observan más capturas de las esperadas y durante luna nueva hay menos capturas que las esperadas (Fig. 4.6).

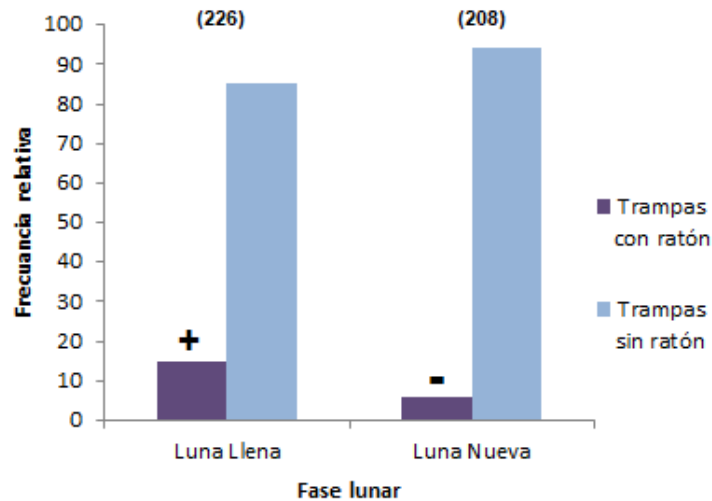


Figura 4.6. Frecuencia de capturas de ratones con trampas Sherman en días con luna nueva (0-49% de luna iluminada) y llena (51-100% de luna iluminada) ($\chi^2 = 17.65$, g.l. = 1, $P = 0.001$). Los signos denotan si las frecuencias observadas son significativamente más altas (+) o más bajas (-) que las frecuencias esperadas con $P < 0.05$ (prueba de residuos estandarizados). Entre paréntesis el número de trampas.

4.3. Densidad de conejos

Se encontró un efecto significativo del sitio de muestreo ($F_{7, 3184} = 22.71$, $P < 0.001$), de la fecha ($F_{1, 3184} = 4.09$, $P = 0.043$) y de la interacción sitio \times fecha ($F_{1, 3184} = 2.655$, $P < 0.001$) sobre la densidad de conejos castellanos. La densidad fue más alta en el muestreo 1 (febrero a mayo), con un valor promedio de $0.88 \pm$ d.e. 1.18 conejos/ha, que en el muestreo 2 (septiembre a enero) con un promedio de $0.47 \pm$ d.e. 0.81 conejos/ha. La densidad de conejos fue en promedio más alta en la ZCR2 ($2.53 \pm$ d.e. 0.19 conejos/ha), seguido por A8 ($1.68 \pm$ d.e. 1.63 conejos/ha). En particular, la densidad de estos mamíferos fue

significativamente más alta en ambos muestreos del sitio ZCR2 (muestreo 1: $2.67 \pm$ d.e. 0.05 conejos/ha; muestreo 2: $2.39 \pm$ d.e. 0.03 conejos/ha), así como en el muestreo 1 del sitio A8 ($2.83 \pm$ d.e. 0.08 conejos/ha), valores que no difirieron significativamente entre sí, pero sí con el resto de los sitios y muestreos, que registraron un rango de densidad de conejos de 0 a 0.64 conejos/ha (Fig. 4.7). No se encontraron indicios de actividad de conejos en los sitios ZCR4, A11 y A2.

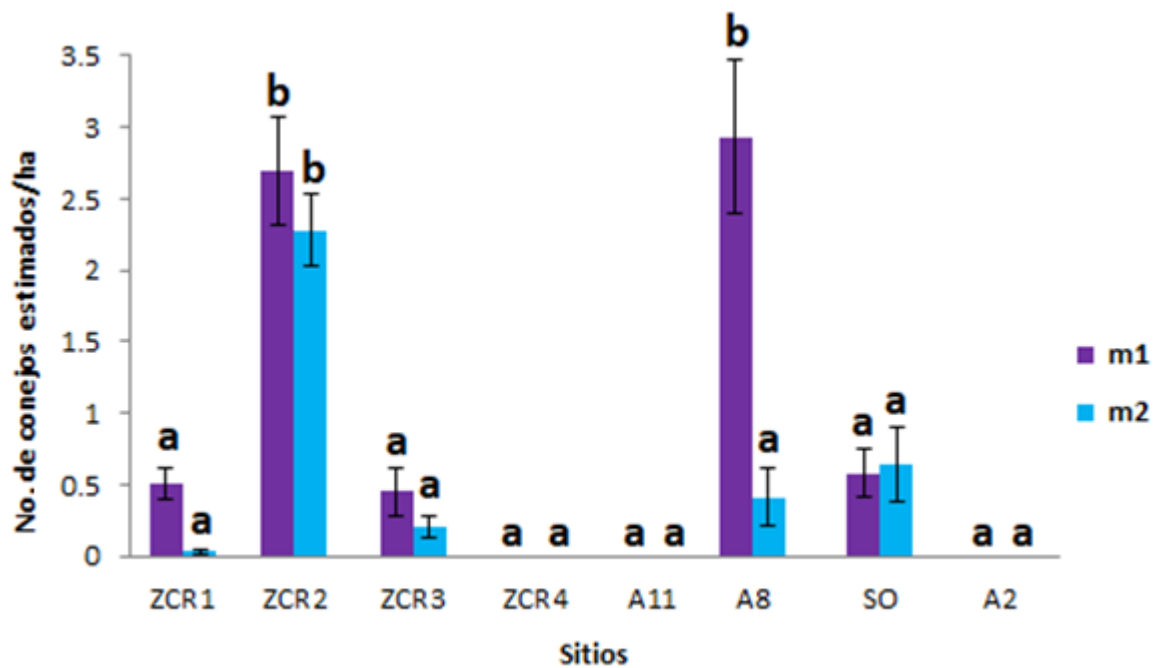


Figura 4.7. Densidad de conejo castellano, *S. floridanus* (número estimado de conejos/ha) en dos muestreos (muestreo 1: febrero a mayo de 2018; muestreo 2: septiembre de 2018 a enero de 2019) en cuatro zonas conservadas (ZCR) y en cuatro zonas sujetas a restauración en Ciudad Universitaria. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.001$ (prueba de Tukey). Datos promedio de 200 muestras de heces.

4.4. Excretas y letrinas

Se detectaron 28 registros: 13 de excretas aisladas y 15 de letrinas. Tres de los registros fueron de excretas aisladas de perro, las cuales se detectaron en ZCR1, ZCR3 y SO. De 55 muestras tomadas en el campo, 36 (65.4 %) pudieron ser identificadas: 19 (34.6%) fueron de tlacuache, 14 (25.4%) de cacomixtle y tres (5.4%) de perro (Figs. 4.8, 4.9 y 4.10). Hubo excretas cilíndricas oscuras que tienen alto contenido de semillas y tejidos vegetales (posiblemente de tlacuache), mientras que otras son trenzadas hacia la punta y con menos semillas (posiblemente de cacomixtle; Fig. 4.11); no obstante hubo varias excretas que tenían una morfología intermedia que hacen imposible su identificación precisa; así mismo, se encontraron cuatro excretas de cacomixtle y una de tlacuache (9.1%) con residuos inorgánicos de origen antrópico (Fig. 4.12). Todas las letrinas detectadas registraron una presencia permanente a lo largo del estudio, mientras que las excretas aisladas se registraron solamente una vez durante el mapeo: 13 de las 15 letrinas fueron usadas con regularidad, y se distinguen porque se pueden observar excretas frescas sobre excretas muy viejas. También se encontraron dos letrinas en las cuales nunca se encontraron excretas frescas. Las excretas viejas se distinguen porque están muy degradadas y son de color blanco; en ellas no es posible identificar el contenido y hay poca materia fecal, la cual está hecha casi polvo. En los sitios en restauración hubo de uno a cuatro registros de excretas + letrinas, mientras que en las ZCR de dos a ocho, y el número máximo registrado se encontró en la ZCR4 (ocho registros).

Por la cantidad de registros aunado a las dificultades en la identificación, se utilizaron como el mismo dato para el registro de mamíferos medianos nativos, excluyéndose los registros de perro. Las ZCR registraron $4.25 \pm \text{d.e. } 2.99$ registros/sitio. No

se encontraron diferencias significativas entre el número de excretas y letrinas registrado en cada sitio sujeto a restauración con el valor promedio de las conservadas (prueba de t : $P > 0.05$; Fig. 4.13).

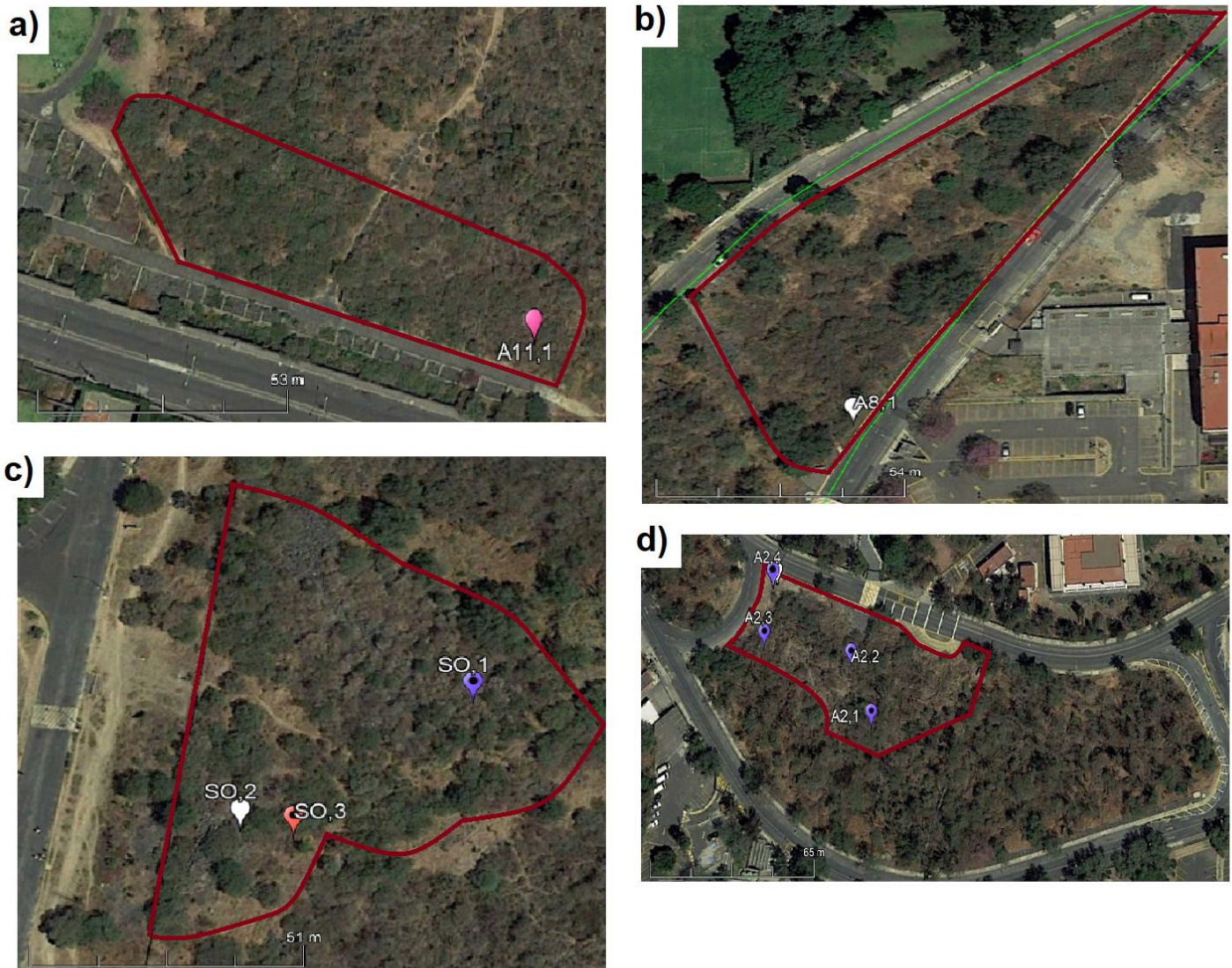


Figura 4.8. Ubicación (Google Earth) de excretas aisladas de tlacuache (blanco), letrinas de cacomixtles (morado), excreta de perro (rojo) y sin identificar (rosa), registradas en cada sitio en restauración: a) sitio A11; b) sitio A8; c) sitio SO; d) sitio A2, en Ciudad Universitaria. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019.

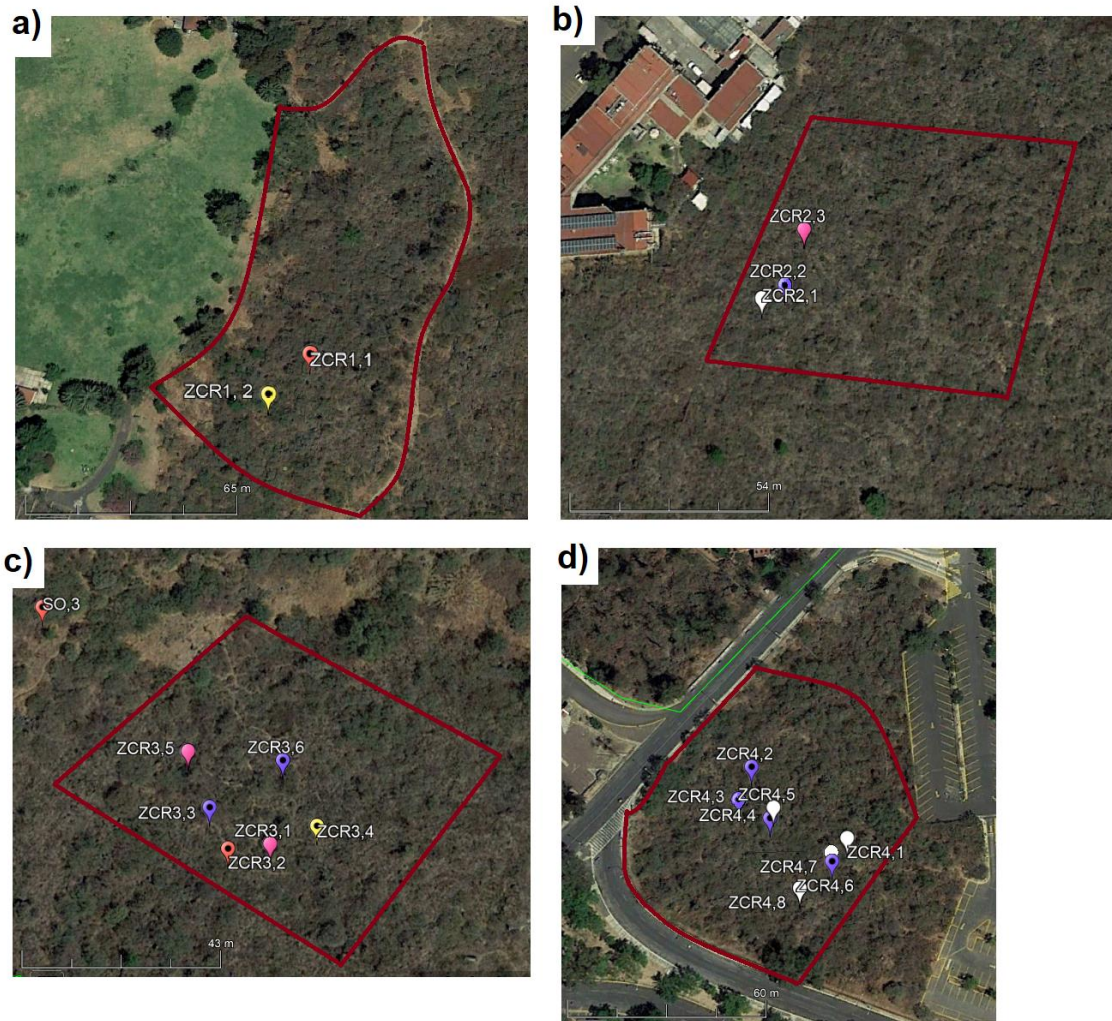


Figura 4.9. Ubicación (Google Earth) de excretas aisladas de tlacuache (blanco), excretas aisladas de cacomixtle (amarillo), letrinas de cacomixtle (morado), excreta de perro (rojo) y sin identificar (rosa), registradas en cada zona conservada: a) ZCR1; b) ZCR2; c) ZCR3; d) ZCR4, en Ciudad Universitaria. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019.

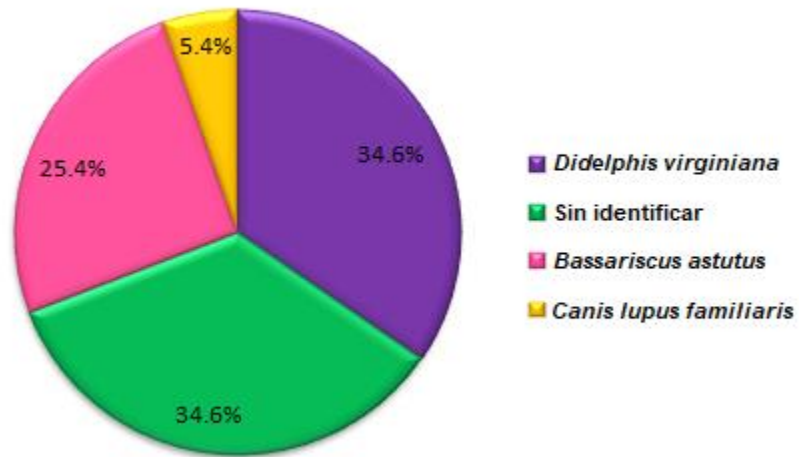


Figura 4.10. Porcentaje de excretas de cada mamífero detectadas en ocho zonas de pedregales de Ciudad Universitaria ($N = 55$). Datos de febrero de 2018 a abril de 2019.

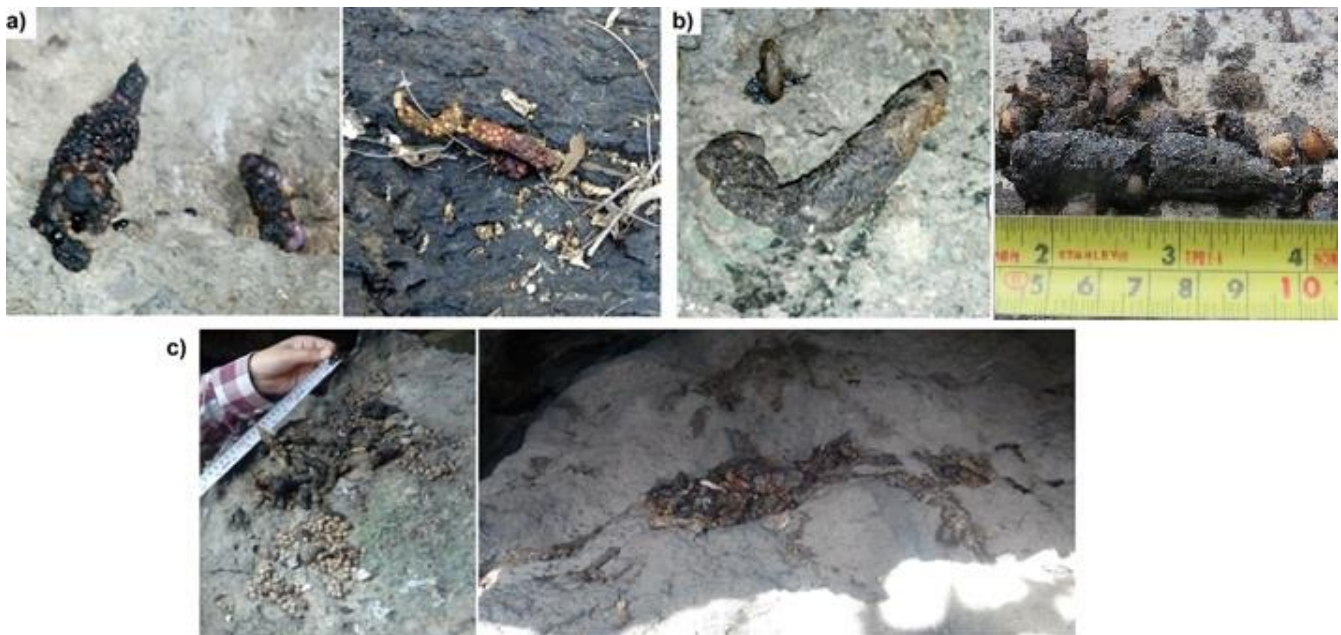


Figura 4.11. Fotos de excretas. a) Excretas de tlacuache, b) excretas de cacomixtle (foto de la derecha tomada por Noé Pacheco Coronel), c) letrinas.



Figura 4.12. Excreta de cacomixtle con residuos inorgánicos.

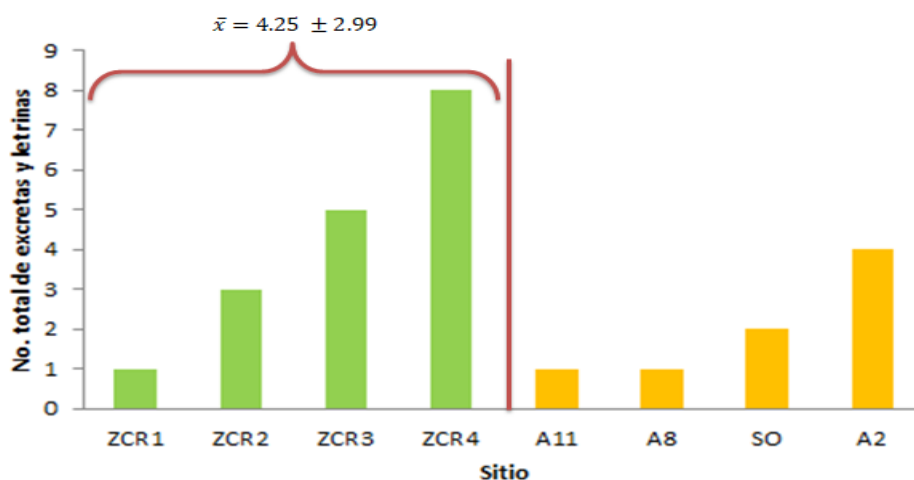


Figura 4.13. Número de registros de excretas de *Bassariscus astutus* y *Didelphis virginiana* en cuatro zonas conservadas (ZCR, en verde) y en cuatro zonas sujetas a restauración (en naranja) en Ciudad Universitaria. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019.

Las letrinas y excretas de la fauna silvestre se ubicaron sobre diferentes sustratos: sobre rocas que están expuestas (80.8%), sobre el concreto que recubre ductos (3.8%, en A2) y entre plantas (15.4%) (Fig. 4.14; $n = 26$ excretas + letrinas). También las letrinas y excretas se encuentran en diferentes microhábitats: a cielo abierto (61.5%), techo de roca

(dentro de oquedades o cuevas; 23.1%) y en hondonadas con cobertura vegetal (15.4%) (Fig. 4.15; $n = 26$ excretas + letrinas).

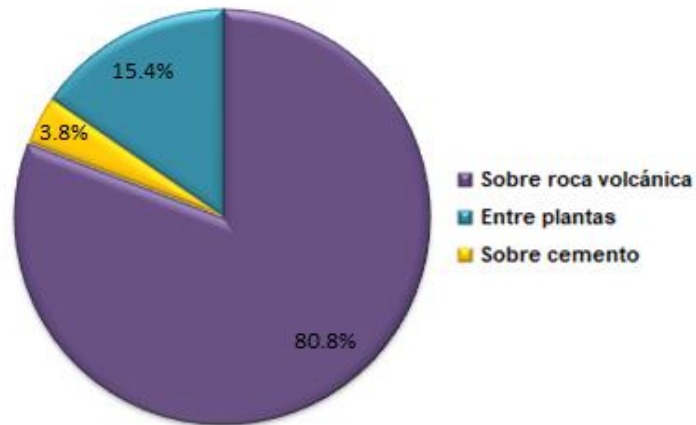


Figura 4.14. Sustratos utilizados por tlacuaches y cacomixtles en las zonas conservadas y sitios sujetos a restauración en Ciudad Universitaria. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019. $N = 26$.

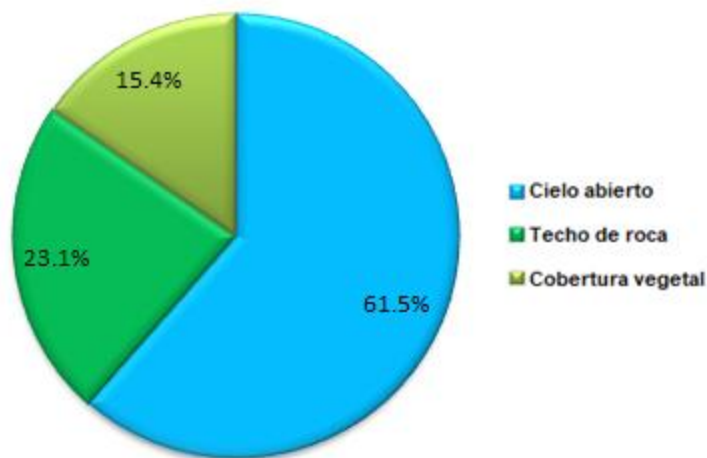


Figura 4.15. Microhábitats utilizados por tlacuaches y cacomixtles en las zonas conservadas y sitios sujetos a restauración en Ciudad Universitaria. Datos de febrero de 2018 a abril de 2019. $N = 26$.

4.5. Clasificación de las comunidades de mamíferos

El dendograma construido con los valores del índice de similitud de Jaccard, que toma en consideración tanto mamíferos nativos como exóticos, mostró que al nivel de disimilitud de 0.6 se forman cuatro grupos: (1) A11 solo y apartado, (2) ZCR1, ZCR3 y SO, (3) A8 solo, y (4) ZCR2, ZCR4 y A2; sin embargo, todos los sitios sujetos a restauración se encuentran asociados con alguna zona conservada de referencia, excepto A11 (Fig. 4.16).

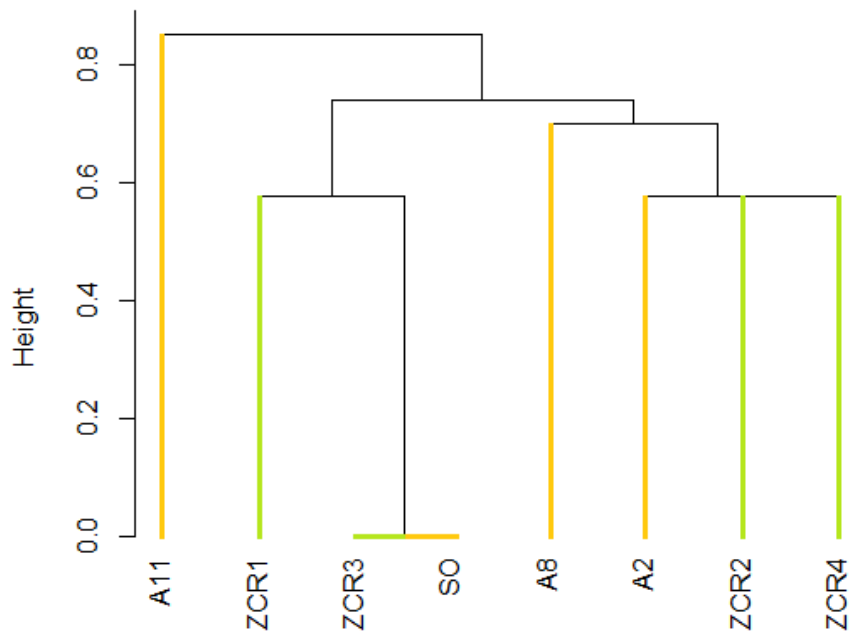


Figura 4.16. Dendrograma de similitud con índice de Jaccard con el método UPGMA. Las líneas verdes denotan las zonas conservadas de referencia y las líneas naranjas las zonas sujetas a restauración.

4.6. Correlación con los rasgos de los sitios

Al relacionar los rasgos cualitativos de los ocho sitios con las características de las poblaciones y comunidades de mamíferos, solamente se encontró un índice de correlación de Spearman con valor significativo, que fue entre la rugosidad del terreno con la densidad de ratones *P. gratus* registrada durante la temporada de lluvias ($r_s = -0.843$, $n = 8$, $P < 0.05$), así como un valor marginalmente significativo entre la rugosidad del terreno y la densidad promedio de estos ratones ($r_s = -0.723$, $n = 8$, $p < 0.1$; Tabla 4.2 y ver rasgos detallados en el Apéndice III).

Tabla 4.2. Índices de correlación de Spearman entre los rasgos de los sitios y los parámetros de las poblaciones y comunidades de mamíferos (ver datos en el Apéndice III). $n = 8$, en todos los casos. Los valores en negritas son significativos o marginalmente significativos.

Parámetros		r_s	P
X	Y		
Rugosidad	No. de especies nativas	-0.633	> 0.1
Vegetación	No. de especies nativas	0.050	> 0.1
Perturbación humana	No. de especies nativas	0.025	> 0.1
Área	No. de especies nativas	-0.439	> 0.1
Rugosidad	No. de especies exóticas	-0.160	> 0.1
Vegetación	No. de especies exóticas	0.124	> 0.1
Perturbación humana	No. de especies exóticas	0.187	> 0.1
Área	No. de especies exóticas	-0.213	> 0.1
Rugosidad	Densidad de ratones secas	-0.289	> 0.1
Vegetación	Densidad de ratones secas	0.395	> 0.1
Perturbación humana	Densidad de ratones secas	-0.24	> 0.1
Área	Densidad de ratones secas	-0.221	> 0.1
Rugosidad	Densidad de ratones lluvias	-0.843	< 0.05
Vegetación	Densidad de ratones lluvias	0.060	> 0.1
Perturbación humana	Densidad de ratones lluvias	-0.623	> 0.1
Área	Densidad de ratones lluvias	-0.123	> 0.1

Continúa Tabla 4.2

Parámetros		r_s	P
X	Y		
Rugosidad	Densidad de conejos primer muestreo	-0.259	> 0.1
Vegetación	Densidad de conejos primer muestreo	-0.037	> 0.1
Perturbación humana	Densidad de conejos primer muestreo	0.147	> 0.1
Área	Densidad de conejos primer muestreo	0.277	> 0.1
Rugosidad	Densidad de conejos segundo muestreo	-0.037	> 0.1
Vegetación	Densidad de conejos segundo muestreo	0.086	> 0.1
Perturbación humana	Densidad de conejos segundo muestreo	0.515	> 0.1
Área	Densidad de conejos segundo muestreo	0.352	> 0.1
Índice global del estado de conservación	No. de especies nativas	-0.300	> 0.1
Índice global del estado de conservación	No. de especies exóticas	0.027	> 0.1
Índice global del estado de conservación	Densidad de ratones secas	-0.071	> 0.1
Índice global del estado de conservación	Densidad de ratones lluvias	-0.333	> 0.1
Índice global del estado de conservación	Densidad de conejos primer muestreo	0.098	> 0.1
Índice global del estado de conservación	Densidad de conejos segundo muestreo	0.366	> 0.1
Rugosidad	Promedio densidad de ratones en ambas temporadas	-0.723	< 0.1

4.7. Valor de la calidad del hábitat

Dado que en las correlaciones se encontró un efecto negativo de la rugosidad con la densidad de *P. gratus* y también se sabe que una alta rugosidad afecta la actividad de conejos (Glebskiy, 2016; Glebskiy *et al.*, 2018) para este rasgo se consideró con 1 al sitio con mayor rugosidad y con 8 al de menor rugosidad. Los valores de calidad del hábitat (VCH) variaron entre 24.5 y 40.5 en los sitios en restauración, y entre 27.0 y 50.5 en las ZCR (Tabla 4.3). El sitio con el mayor valor fue la ZCR2 (50.5), mientras que el sitio con el valor más bajo fue A11 (24.5), el cual, no obstante, representa un valor alto. El sitio en restauración con el mayor valor de este parámetro fue A2, seguido de A8, SO y A11. Los valores de VCH de las ZCR se encuentran intercalados con los que registran los sitios en restauración.

Tabla 4.3. Valores de calidad del hábitat (VCH) para la comunidad de mamíferos (¹*Peromyscus gratus*, ²*Sylvilagus floridanus*) y los rangos de cada rasgo. Dens. = Densidad, Rug. = Rugosidad, Veg. = Vegetación, Pert. = Perturbación.

Sitio	No. spp. nativas	No. spp. Exóticas	Dens. ratones ¹	Dens. conejos ²	Rug.	Veg.	Pert.	Área	VCH
ZCR1	2	1	7	5	5.5	6.5	4	7	38.0
ZCR2	7	7.5	2	7	4	8	8	7	50.5
ZCR3	4	4	6	4	5.5	6.5	7	4.5	41.5
ZCR4	4	4	3	2	3	5	5	1	27.0
A11	1	4	4	2	1	3	2.5	7	24.5
A8	7	4	5	8	7.5	2	1	3	37.5
SO	4	4	1	6	2	1	6	4.5	28.5
A2	7	7.5	8	2	7.5	4	2.5	2	40.5

V. DISCUSIÓN

5.1. Cambios de la mastofauna en A11 y A8 durante el proceso de restauración

Al contrastar los cambios en la presencia de mamíferos exóticos a lo largo del tiempo, se encontró lo siguiente:

En el sitio A11 (Tabla 5.1) de las tres especies exóticas registradas previamente, sólo se registra el gato (*Felis catus*), esto es porque esa zona está aledaña a una colonia por donde ingresan gatos domésticos, además de que continúa el abandono de mascotas (ver sección 5.6). En el sitio A8 (Tabla 5.2), de las cinco especies exóticas registradas, en este trabajo sólo se sigue registrando a la ardilla gris (*Sciurus aureogaster*).

En el caso de los mamíferos nativos en el sitio A11 (Tabla 5.3) hubo un empobrecimiento de mamíferos, pues de las seis especies registradas previamente, sólo se mantiene actividad de *P. gratus* y del conejo *S. floridanus*. Mientras que en el sitio A8 (Tabla 5.4), en 2018 se registraron las mismas especies de mamíferos nativos que entre 2009 y 2010. A pesar de que los cacomixtles se han reportado como una de las especies más abundantes de mamíferos medianos en la REPSA (Bernal-Legaria, 2011), este organismo no se registró en el presente estudio ni en el realizado por San José-Alcalde (2010). En un muestreo realizado en 2002 y 2003, Castellanos-Morales (2006) registró la actividad de esta especie en A8 antes de los trabajos de restauración (que iniciaron en 2005) y es la porción este la que registra menor actividad, es decir, la porción que está sujeta a acciones de restauración. Más allá de las acciones de restauración, parece que desde antes de iniciar la restauración no era un sitio tan usado por los cacomixtles, posiblemente porque esta porción es muy angosta, lo que no proporciona una buena cobertura a animales que son

evasivos como los cacomixtles. Si esto es así, la restauración como tal no promoverá que los cacomixtles utilicen el sitio a menos que se entiendan sus requerimientos para reproducirlos en la medida de lo posible.

Tabla 5.1. Especies exóticas registradas en A11 en estudios anteriores y el presente estudio

Roedores			
Año de registro	<i>Mus musculus</i>	Referencia	
2006-2007	X	Villeda-Hernández (2010)	
2009-2010	X	San José-Acalde (2010)	
2018	-	Este estudio	
Mamíferos medianos			
Año de registro	<i>Felis catus</i>	<i>Sciurus aureogaster</i>	Referencia
2009-2010	X	X	San José-Acalde (2010)
2018	X	-	Este estudio

Tabla 5.2. Especies exóticas registradas en A8 en estudios anteriores y el presente estudio

Roedores				
Año de registro	<i>Mus musculus</i>	<i>Rattus norvegicus</i>	Referencia	
2006-2007	X	-	Peña-Mendoza (2016)	
2009-2010	X	X	San José-Acalde (2010)	
2018	-	-	Este estudio	
Mamíferos medianos				
Año de registro	<i>Canis lupus familiaris</i>	<i>Felis catus</i>	<i>Sciurus aureogaster</i>	Referencia
2009-2010	X	X	X	San José-Acalde (2010)
2018	-	-	X	Este estudio

Tabla 5.3. Especies nativas registradas en A11 en estudios anteriores y el presente estudio

Roedores					
Año de registro	<i>Peromyscus gratus</i>	<i>Peromyscus melanophrys</i>	Referencia		
2006-2007	X	-	Villeda-Hernández (2010)		
2009-2010	X	X ¹	San José-Acalde (2010)		
2018	X	-	Este estudio		
Mamíferos medianos					
Año de registro	<i>Didelphis virginiana</i>	<i>Bassariscus astutus</i>	<i>Otospermophilus variegatus</i>	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Referencia
2009-2010	X	X	X	X	San José-Acalde (2010)
2018	-	-	-	X	Este estudio

¹Registrada originalmente por San José-Acalde (2010) como *P. difficilis*.

Tabla 5.4 Especies nativas registradas en A8 en estudios anteriores y el presente estudio

Roedores					
Año de registro	<i>Peromyscus gratus</i>	<i>Peromyscus melanophrys</i>	Referencia		
2006-2007	X	-	Peña-Mendoza (2016)		
2009-2010	X	X ¹	San José-Acalde (2010)		
2018	X	X	Este estudio		
Mamíferos medianos					
Año de registro	<i>Didelphis virginiana</i>	<i>Bassariscus astutus</i>	<i>Otospermophilus variegatus</i>	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Referencia
2009-2010	X	-	X	X	San José-Acalde (2010)
2018	X	-	X	X	Este estudio

¹Registrada originalmente por San José-Acalde (2010) como *P. difficilis*.

Al hacer la comparación con los estudios previos, la frecuencia con la que se atraparon los ratones *P. gratus* dependió significativamente del año de muestreo, tanto en A11 ($\chi^2 = 32.82$, g.l. = 2, $P < 0.001$; Fig. 5.2a), como en A8 ($\chi^2 = 9.16$, g.l. = 2, $P < 0.01$; Fig. 5.2b). Se puede considerar que el sitio A11 experimentó un retroceso, ya que el éxito de captura de *P. gratus* disminuyó de 2010 (San José-Acalde, 2010) a 2018, lo que podría

ser por una reducción de la población de este roedor. En el sitio A8 hubo un incremento del éxito de captura de *P. gratus* respecto a 2010 (San José-Alcalde, 2010). Esto podría indicar que la población es mayor y, por tanto, que este sitio tiene condiciones necesarias para proporcionar un ambiente adecuado para que estos roedores se hayan mantenido por 8 años y su población pudiera ir en aumento. Un hecho relevante adicional en este sitio es que también se registra a *P. melanophrys*, lo que sugiere que este sitio tiene la calidad necesaria para sostener poblaciones de más de una especie de roedores nativos.

Desafortunadamente, no hay registros previos de monitoreo de mamíferos en los sitios sujetos a restauración SO y A2. Sin embargo, en el trabajo de Garmendia-Corona (2009) hay registros en parcelas cercanas a los sitios en restauración, los cuales son importantes por ser fuentes de colonización. Registra a *P. gratus* y *Mus musculus* en parcelas cercanas a A2, mientras que en este estudio sí se registra a *P. gratus* y a otra especie nativa (*P. melanophrys*). Por otro lado, en parcelas cercanas a SO Garmendia-Corona (2009) registró a *P. gratus* y *Baiomys taylori* en parcelas cercanas a SO, pero en y en el presente estudio sólo se registró a *P. gratus*.

Todos los resultados anteriores sugieren, en general, un avance satisfactorio en el proceso de restauración ecológica tanto en A8 como en A11, sobre todo porque se logró disminuir el número de especies exóticas (Fig. 5.1). Este mismo fenómeno se observó en un bosque en Australia, donde después de 8 años de restauración ya no se registra el ratón *M. musculus* (Nichols y Nichols, 2003).

Mientras que en A8 se mantienen constantes la riqueza y composición de los mamíferos nativos, en A11 se observa que disminuyen algunos mamíferos. En otros sitios

igual se ha encontrado un empobrecimiento en el registro de mamíferos (Stone, 2007; Samudio Marín, 2017), pero esto ha sido inmediatamente después de las acciones de restauración, pero, conforme la vegetación se recupera, también lo hace la comunidad de mamíferos pequeños (Stone, 2007). De esta manera, el empobrecimiento registrado en A11 podría ser debido a cambios en el sistema en la composición y estructura de su comunidad vegetal que no están satisfaciendo los requerimientos alimentarios y de refugio de los mamíferos, ya que este rasgo está documentado como uno de los factores más relevantes para la presencia de mamíferos (Dickman y Doncaster, 1987; Sauvajot *et al.*, 1998; Garden *et al.*, 2007; Nichols y Grant, 2007).

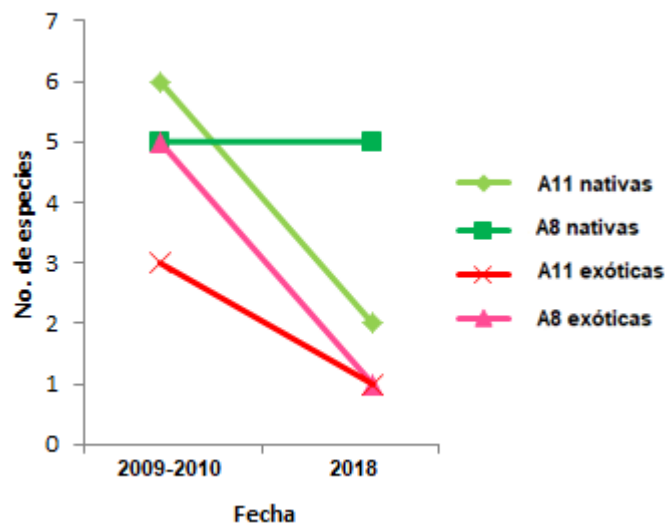


Figura 5.1. Cambios en la diversidad de roedores y mamíferos medianos respecto al registro previo del 2009-2010.

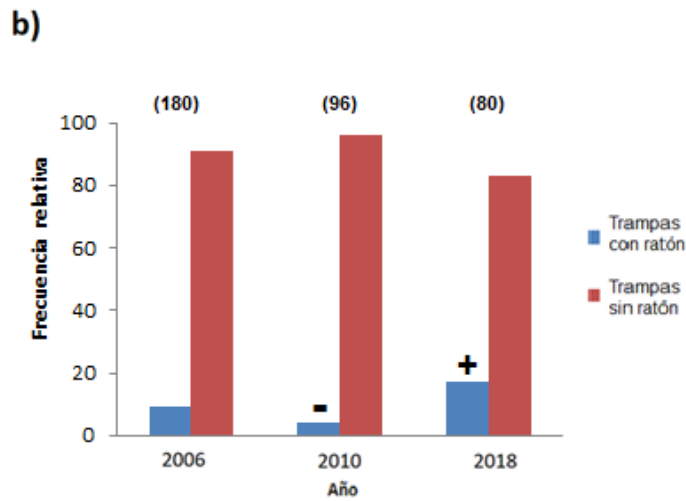
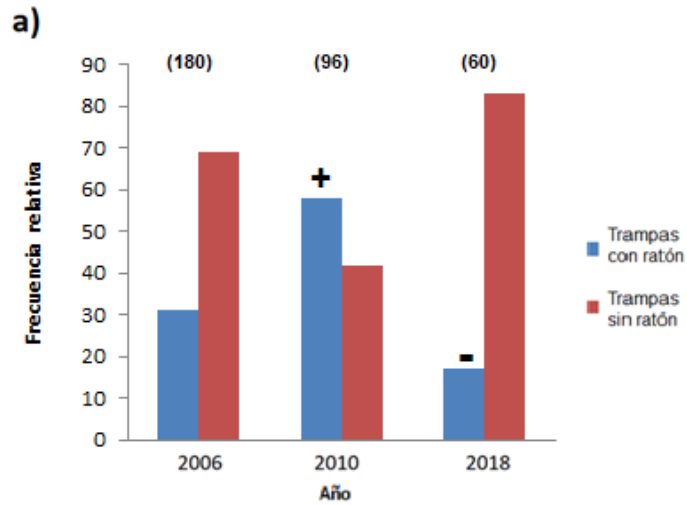


Figura 5.2. Comparación del éxito de captura de *P. gratus* con estudios previos: 2006-2007 (Villeda, 2010), 2010 (San José-Alcalde, 2010) y 2018 (este estudio). Datos de a) A11, y b) A8. Los signos denotan si las frecuencias observadas son significativamente más altas (+) o más bajas (-) que las frecuencias esperadas con $P < 0.05$ (prueba de residuos estandarizados).

5.2. *Peromyscus gratus* y otros roedores

Peromyscus gratus fue la única especie nativa registrada en todos los sitios y en los sitios en restauración se encontró una densidad similar o significativamente más alta de *P. gratus* que en las zonas conservadas, excepto la densidad registrada en la zona SO en secas (Fig. 4.2). Esto significa que los sitios en restauración ofrecen un hábitat adecuado para esta especie. En los estudios de Ford *et al.* (1999), Converse *et al.* (2006), Stone (2007) y Kalies *et al.* (2012) se documenta que se mantienen especies nativas de roedores en los sitios en restauración; sin embargo, inmediatamente después de los tratamientos de restauración hay una disminución en la riqueza y abundancia debido principalmente a las alteraciones drásticas a la vegetación y el suelo. En los sitios bajo estudio se registra, en general, una alta abundancia de ratones silvestres, pero una baja diversidad. Así mismo, se había registrado previamente que *P. gratus* mantiene densidades en intervalos normales a pesar de disturbios como incendios, tiraderos de cascajo y extracción de cantera en la REPSA; aunque ante incendios sí baja su tasa de captura (Hernández-Herrerías, 2011), por lo que son tolerantes al disturbio y, por tanto, son capaces de colonizar áreas que fueron alteradas como todos los sitios en restauración.

Por otra parte, se registró una disminución de los tamaños poblacionales de *P. gratus* en la temporada de lluvias (Fig. 4.2), lo cual coincide con la variación poblacional estacional detectada en otros trabajos (Chávez, 1993; Chávez y Ceballos; 1994; Granados-Pérez, 2008). Sin embargo, en el caso de A8 y A2 se observa una densidad alta de *P. gratus* en la misma temporada, pero no se tienen datos que expliquen este patrón. Ambas zonas se encuentran muy aisladas y es posible que los roedores silvestres no se puedan dispersar fácilmente (Andreassen *et al.*, 1996), lo que sugiere que son subpoblaciones aisladas con

una dinámica propia. Se requieren más estudios para dilucidar este comportamiento frente al aislamiento.

Granados-Pérez (2008) encuentra una marcada diferencia en las probabilidades de captura de *P. gratus* entre parcelas, lo que podrían estar relacionado con la calidad del parche, ya que no se registró un efecto del clima o de factores de disturbio. Por otro lado, Van Horne (1983) sugiere que la calidad de un hábitat no siempre está relacionada con la densidad de una población, sino en términos de las posibilidades de supervivencia y reproducción. Un parámetro que podría estimar la calidad del hábitat es la posibilidad de que haya individuos reproductivos y juveniles. En este trabajo, el muestreo de lluvias (junio-octubre) abarcó la actividad reproductiva de *P. gratus*, la cual ocurre de mayo a diciembre, pero con mayor frecuencia durante la temporada de lluvias (Chávez, 1993; Ceballos y Oliva, 2005). Se encontraron juveniles de *P. gratus* y hembras reproductivas en tres sitios conservados (ZCR2, ZCR3 y ZCR4) y en dos sitios en restauración (A2 y A8), lo cual sugiere que sus recursos y condiciones permiten la reproducción de estos ratones silvestres. En contraste, en los A11 y SO no sólo hubo una baja densidad de *P. gratus*, sino que no se encontraron indicios de ejemplares reproductivos ni juveniles, por lo que posiblemente estos sitios sólo sean usados para la búsqueda de alimento, pero no para el establecimiento.

Debido a que A11 y SO están altamente conectadas a zonas núcleo se esperaba una alta tasa de colonización y, por tanto, alta abundancia de roedores, sin embargo, estos sitios registran las densidades más bajas de *P. gratus*. Ambos sitios se parecen debido a que en ambos se llevó a cabo una adición de rocas basálticas, lo cual incrementa la rugosidad de estos sitios. La adición de roca se realizó para generar microambientes para el

establecimiento de plantas (Cano-Santana *et al.*, 2010), sin embargo, en este estudio se encontró una correlación negativa entre la densidad de ratones con la rugosidad del terreno (ver Tabla 4.2). Por lo que podría ser que este tipo de estructura física del terreno no facilita el establecimiento de madrigueras para *P. gratus*. Este hecho se debería estudiar a mayor detalle en el futuro para no excluir a los ratones. Por otro lado, se sugiere que la composición y la estructura de la vegetación afectan profundamente a las poblaciones de roedores (Patten, 1997; Ford *et al.*, 1999; Converse *et al.*, 2006; Stone, 2007; Kalies *et al.*, 2012), aunque este factor no explica por completo la baja densidad en el sitio SO, en A11 podría tener un efecto ya que SO mantiene una comunidad vegetal parecida a los sitios conservados, hecho que no ocurre con A11 (Estañol-Técuatl, 2014; Estañol-Técuatl y Cano-Santana, 2017).

En ningún sitio en restauración se registraron roedores domésticos, lo cual constituye un avance en la restauración, ya que han sido considerados como un factor de riesgo para las poblaciones de aves que anidan en el suelo, pueden llegar a excluir competitivamente a otras especies de roedores pequeños nativos o afectar sus poblaciones por la transmisión de enfermedades y parásitos, además de ser un posible riesgo para los humanos como reservorios de diferentes enfermedades (Álvarez-Romero *et al.*, 2008; Bellard *et al.*, 2016; Doherty *et al.*, 2016a). En el trabajo realizado por Nichols y Nichols (2003), *Mus musculus* tardó en desaparecer 8 años. En este caso, los sitios llevan 13 (A11 y A8) y 11 años (SO y A2) bajo acciones de restauración. Es posible que las actividades de restauración logran retirar desechos y cambiar la estructura de la comunidad vegetal hacia el dominio de plantas nativas que favorecen la competitividad de los roedores silvestres, un hecho documentado por Fox y Fox (1984) y por Fox y Pople (1984), donde el roedor

nativo, *Pseudomys novaehollandiae*, muestra una superioridad competitiva respecto con el roedor exótico *M. musculus* en el Parque Nacional Myall Lakes, Australia. Los roedores exóticos, como en otros estudios, no se han registrado en las zonas núcleo de la REPSA (Negrete, 1991; Chávez, 1993; Negrete y Soberón, 1994; Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009; San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010; Montesinos-Laffont, 2013; Peña-Mendoza, 2016; este estudio), salvo en el estudio de Hernández-Herrerías, quien encontró tres individuos de *Rattus rattus* en la Zona Núcleo Poniente, pero el sitio se encontraba muy cerca de la zona residencial Jardines del Pedregal (a 130 m) y de las instalaciones del Colegio de Ciencias y Humanidades Sur (85 m). Esto indica que el ecosistema natural del Pedregal de San Ángel no es un ambiente benigno para estos roedores, por lo que se pueden ahuyentar con la recuperación del ecosistema sin que sea necesario un control directo, tal como ha sido realizado en otros trabajos (ver, p. ej., Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005).

Sólo se capturó un espécimen de *M. musculus* en ZCR4, a pesar de que esta zona tiene un alto índice de conservación por su estructura vegetal, ausencia de eucaliptos y baja carga de visitantes (Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009). Esto pudo deberse a que este pedregal remanente está rodeado por zonas que sirven de estacionamiento y ésta mantiene ciertas áreas en las que se deposita basura. En este trabajo, el ejemplar capturado fue hallado en el borde donde existe una acumulación de desechos inorgánicos y de jardinería.

Puesto que sólo se registraron tres especies de roedores nativos de las siete que se registran históricamente en la REPSA y en Ciudad Universitaria (Hortelano-Moncada, 2009), son necesarios más muestreos por sitio en cada temporada para registrar especies de baja abundancia como: *Neotoma mexicana*, *Baiomys taylori*, *Reithrodontomys fulvescens* y

la musaraña *Sorex saussurei*, los cuales han sido registrados previamente en la zona (Chávez, 1993; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009). En particular, *B. taylori*, *R. fulvescens* y *S. saussurei* son dependientes de pastizales (Ceballos y Oliva, 2005; Granados-Pérez, 2008). Si esto es así, los sitios en restauración no favorecerían el establecimiento de estas especies, ya que las acciones de restauración procuran favorecer la heterogeneidad espacial y, con ello, un mosaico de vegetación, en el cual las poáceas no dominan. *Baiomys taylori* es la única especie que se ha registrado en parcelas cercanas a un sitio en restauración: el sitio SO (Garmendia-Corona, 2009; Montesinos-Laffont, 2013). Todas las demás especies tienen registros lejanos a los sitios utilizados en este estudio (Chávez, 1993, Negrete y Soberón, 1994; Granados-Pérez, 2008, Ramos-Rendón, 2010), por lo que es importante verificar el estado actual de *B. taylori* en la Zona Núcleo Sur Oriente, determinar sus requerimientos y así replicarlos en el sitio en restauración SO para promover la colonización de esta especie, si es que aún existen poblaciones en esta zona.

Por otra parte, en este estudio se observaron ardillones en dos zonas conservadas (ZCR2 y ZCR4) y en dos en restauración (A2 y A8), en tanto que la ardilla gris (*S. aureogaster*) fue registrada únicamente en A8 y ZCR1 (Tabla 4.1). Ambas especies pueden registrarse cerca de los edificios cercanos a áreas verdes y pedregales remanentes donde, al parecer, tienen mayor cantidad de comida disponible (obs. pers.). Ambas especies se adaptan a sitios perturbados (Ceballos y Oliva, 2005), sobre todo la ardilla gris (Cabrera Luna, 2013), pero esta última requiere de arbolado urbano para hacer nidos, en tanto que los ardillones requieren de hacer madrigueras entre las oquedades de las rocas basálticas (Z. Cano-Santana, com. pers.).

5.3. Los conejos castellanos

En este trabajo se detectó la presencia de conejos por sus pastillas fecales (ver Apéndice II). Se encontró actividad de conejos en todas las zonas, excepto en A11, A2 y ZCR4 (Fig. 4.7). Es posible que estén ausentes en A2 y ZCR4 debido a que los conejos requieren conectividad del terreno con áreas que mantengan poblaciones de conejos (García-Álvarez, 2021), y tanto que los sitios A2 y ZCR4 están totalmente aisladas de los núcleos poblacionales de conejos. La colonización de ciertos mamíferos depende de la abundancia y distribución de los mismos en las zonas aledañas a los sitios que se busca restaurar (Nichols y Grant, 2007). Para A2 y la ZCR4, la Zona Núcleo Oriente es la zona más cercana que pudiera ser la fuente de colonización; sin embargo, allí se registran bajas densidades de conejos (Dorantes, 2017) y hay una valla perimetral que impide su movilidad (García-Álvarez, 2021). Por otra parte, se sabe que esta especie es sensible al efecto de borde, donde su actividad es más baja que en el interior (Montes-Rodríguez, 2021), por lo que la pequeña extensión de estos sitios provoca un pronunciado efecto de borde.

Los conejos sí utilizaron el sitio A11 como lugar para llevar a cabo sus actividades (San José-Alcalde, 2010). La baja actividad actual en ese sitio puede deberse a la topografía accidentada del sitio. Está bien documentado el hecho de que la densidad de conejos es afectada negativamente por la rugosidad del terreno, pues entre más escarpados sean los sitios (alta rugosidad) hay una menor actividad de conejos (Glebskiy, 2016; Dorantes, 2017, Glebskiy *et al.*, 2018; Montes-Rodríguez, 2021). Así mismo, otro factor que influye es que el alto crecimiento del pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus*) afecta su tránsito (Glebskiy, 2016; Glebskiy *et al.*, 2018), y en A11 existe un gran crecimiento de este pasto en los bordes (obs. pers.). No obstante, se registra que el sitio A11 puede ser utilizado por

este mamífero únicamente como escondite temporal, puesto que durante los muestreos se observó a uno ocultarse ahí, aunque no hubo avistamientos dentro ni presencia de excretas que denote una presencia continua.

Por otra parte, el sitio A8 registró una alta densidad de heces de conejo castellano a pesar de ser un parche de pequeño tamaño. El sitio A8 es un sitio usual que visitan los conejos provenientes de la Zona Núcleo Poniente, los cuales cruzan el circuito universitario y mantienen una conectividad efectiva con el camellón, lo cual también ha sido documentado por García-Álvarez (2021) y Dorantes-Villalobos (2017). En A8 se observan claramente caminos por donde transitan tanto personas como conejos (Fig. 5.3).

En el sitio SO sujeto a restauración se calculó una densidad de 2.83 conejos/ha, que es un valor parecido a la que registró Dorantes (2017) para toda la zona núcleo Sur Oriente en 2014-2015 (2.09 conejos/ha). A pesar de que SO tiene una topografía igual de accidentada que A11 por la adición de sustrato, allí sí se encontraron excretas, sólo que todas las pastillas registradas estaban sobre la brecha que divide esta zona y sobre otros caminos (ver Fig. 5.4) donde está plano. En este sitio también existe un gran crecimiento de pasto kikuyo en temporada de lluvias. Como este rasgo afecta el movimiento de los conejos (Glebskiy, 2016; Glebskiy *et al.*, 2018) se sugieren acciones para erradicar esta planta.

Dados los resultados de actividad de conejos, el método de restauración con adición de rocas para recuperar el sustrato basáltico no es favorable para estos mamíferos. Pero, como se pudo apreciar en el sitio en restauración SO, si se dejan caminos y zonas planas, al menos los conejos pueden mantener actividad y ayudar al moldeo de la comunidad vegetal

a través del forrajeo y la dispersión de semillas, tal como ha sido documentado por Glebskiy (2019).



Figura 5.3. Vista área (Google Earth) del sitio A8 sujeto a restauración. Se pueden observar veredas que van de las orillas hacia el interior del camellón (flechas amarillas), los cuales son usados por los visitantes.



Figura 5.4. Vista área (Google Earth) del sitio SO. Se pueden observar una vereda desde la reja hacia el interior (flecha amarilla), el cual divide en dos el sitio y luego se bifurca, uno de los caminos rodea el sustrato adicionado y retorna hacia la reja (flecha anaranjada).

5.4. Los tlacuaches y los cacomixtles

Se registraron letrinas de tlacuaches y cacomixtles en todos los sitios, excepto en A11. Estas especies se han adaptado bien a ambientes antropizados, y es común observarlos en jardines y pastos, pedregales remanentes y dentro de las instalaciones de Ciudad Universitaria (obs. pers.). Además, poseen ámbitos hogareños extensos (McManus, 1974;

Castellanos-Morales, 2006). El no haber encontrado excretas o letrinas recientes en A11 podría ser un cambio de uso de hábitat no directamente relacionado con la restauración en sí, aunque no quedan claras las razones de la ausencia de letrinas de estos mamíferos durante el año de estudio (2018).

Ramos-Rendón (2010) discute que, a pesar de que las poblaciones de tlacuaches y cacomixtles son estables, sus densidades han disminuido. Estos mamíferos, al igual que los zorrillos y los conejos castellanos, son tolerantes a la presencia humana, pero requieren de la existencia de parches de vegetación natural, por lo que es importante mantener los pedregales remanentes para que sus poblaciones no se vean mermadas.

Un aspecto que debe estudiarse en el futuro es la ingesta de residuos antrópicos como plásticos y papel por tacuaches y cacomixtles y su efecto (Fig. 4.12). Como se reporta en otros estudios, la presencia de estos materiales no alimenticios demuestran un consumo de comida en basureros o proporcionados de manera directa por los humanos (Castellanos-Morales, 2006; Granados-Pérez, 2008). Esto es importante tomarlo en consideración ya que en diversos estudios se ha visto cómo los plásticos afectan: 1) el ambiente y entran a la cadena alimentaria, pudiendo acumularse nano y microplásticos (Li *et al.*, 2016; Ribeiro *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2020); 2) pueden metabolizarse componentes potencialmente tóxicos (Takahashi *et al.*, 1999); y 3) pueden producir oclusión o perforación intestinal (Li *et al.*, 2016).

Se tuvieron problemas con la identificación de las letrinas puesto que se encontraron morfologías intermedias a las descritas, además de que se observaron letrinas que contenían excretas de ambas especies, lo cual se ha observado anteriormente en la REPSA (G. Gil,

com. pers.). Por lo que se recomienda buscar huellas asociadas o el uso de cámaras-trampa para una identificación precisa (Aranda, 2012), para corroborar si hay un uso de letrinas por ambas especies. Dada la dificultad del registro de huellas en el pedregal, también se podría diferenciar por medio de parásitos: sólo en las excretas de tlacuaches se encuentran huevos del nemátodo del género *Cruzia* en la REPSA (Pacheco-Coronel, 2010).

5.5. La ausencia de zorrillos y zorras

En este estudio no se registró ninguna especie de zorrillo (*Mephitis macroura* Lichtenstein y *Spilogale angustifrons*) ni zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), esto en parte pudo ser porque el estudio se realizó en áreas pequeñas. Por otro lado, también podría ser por extinciones locales: en el caso de la zorra gris se registró en muy baja frecuencia entre 2002 y 2009 (Castellanos-Morales, 2006; García, 2007; Bernal Legaria, 2011). Después de esta fecha ya no se registran las zorras de manera directa ni indirecta (Ramos-Rendón, 2010) por lo que se consideró extinta para la reserva. Pero en el 2017 que se vio una en la Zona Núcleo Sur Oriente (López, 2017), aunque existe controversia respecto a si este organismo es de la reserva o fue introducido. Mientras que el zorrillo listado (*Mephitis macroura*) es una especie que no se ha sido registrada en Ciudad Universitaria desde 1989-1990 (Negrete y Soberón, 1994).

En el caso del zorrillo manchado (*S. angustifrons*), sí ha sido registrado en otros trabajos (Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona 2009; Ramos-Rendón, 2010; Montesinos-Laffont, 2013), incluso en lo que corresponde a la ZCR1 en este estudio (San José Alcalde 2010). Sin embargo, tiene bajas densidades (0.04-0.07 ind/ha; Ramos-Rendón,

2010), por lo que se sugiere aumentar el esfuerzo de muestreo. Sería importante, en estudios futuros, conocer el estado actual de las poblaciones de zorrillo manchado y verificar si sigue o no presente el zorrillo listado.

5.6. El problema de los perros y gatos

La presencia de gatos y perros ferales en la REPSA perjudican de manera importante a la fauna nativa mediante tres mecanismos: (1) consumo de especies nativas; (2) competencia por recursos, y (3) transmisión de enfermedades (Álvarez Romero *et al.*, 2008; Bellard *et al.*, 2016; Doherty *et al.*, 2016a, b, 2017). En este estudio se observó un gato en el sitio en restauración A11, además de observarse algunos en otras zonas de la misma Zona Núcleo Poniente durante los muestreos (ver Apéndice IV). Por otra parte, se tiene registros (por excretas) de perros en la Zona Núcleo Sur Oriente: tanto en la ZCR3, como el sitio en restauración SO.

Los mamíferos representan el 37% de las presas de los gatos en la REPSA, y los roedores son un elemento frecuente, siendo el más importante *R. fulvences*, lo cual es alarmante por las bajas densidades de este roedor silvestre (Ramos-Rendón, 2010). Por su parte, solamente el 20% de las presas de los perros de la REPSA son mamíferos, entre los que se encuentran conejos y roedores, pues la mayor parte de su dieta son alimentos suministrados directa o indirectamente por los humanos (Ramos-Rendón, 2010; ver también Granados-Pérez, 2008). Por otra parte, se ha sugerido que el nicho alimentario que ocupan tanto los gatos como los perros es muy similar, y éste además se traslapa con el que

tienen los mamíferos nativos como el cacomixtle y, en menor medida, con tlacuaches, zorrillos y zorras grises (Negrete-González, 2020).

Aunado a lo anterior, se ha reportado que los mamíferos silvestres y ferales de la REPSA comparten pulgas (*Ctenocephalides felis* Bouché y *Echidnophaga gallinacea* Wetswood), el protozoo parásito *Toxoplasma gondii* Nicolle y Manceaux, helmintos como: *Dipylidium caninum* Linnaeu -Leuckart, *Ancylostoma caninum*, *Toxocara cati* Zeder y *Toxocara canis* Werner, la bacteria *Leptospira*, parvovirus y el virus de la rabia (Suzán y Ceballos, 2005; Pacheco-Coronel, 2010; Arenas, 2016). Por otra parte, también se detectó distemper canino o moquillo (enfermedad viral multisistémica) en tlacuaches y ardillones, por lo que es un riesgo como enfermedad emergente, ya que afecta principalmente a diversas familias del orden Carnivora (Caro, 2017).

Uno de los objetivos de la restauración ecológica es reducir o eliminar a las especies exóticas, ya que se busca restablecer el ambiente original, máxime si son especies que afectan negativamente a las poblaciones de especies nativas (SER, 2004). Desde 2012 la Secretaría Ejecutiva de la REPSA (SEREPSA) ha hecho un control de perros y gatos, donde se han capturado 76 perros ferales, 51 perros de libre rango y 41 gatos dentro de las áreas de la REPSA (Zambrano *et al.*, 2016). También sería importante controlar el ingreso de personas con mascotas a Ciudad Universitaria con el fin de proteger tanto a las mascotas como a la fauna silvestre de las enfermedades que se puedan transmitir entre sí y, posiblemente, de éstas a los humanos.

Por otra parte, se estima que entre 40 y 80 perros al año son abandonados en el *campus* universitario, a los que se suman los extraviados o que son callejeros e ingresan a

Ciudad Universitaria y a la REPSA (Zambrano *et al.*, 2016). Dado que la REPSA no es un ecosistema cerrado, no se puede evitar la entrada de gatos y perros, pero sí se puede mantener un monitoreo y extracción constante para disminuir sus poblaciones dentro de la reserva ecológica (Ramos-Rendón, 2010).

5.7. La restauración y las comunidades de mamíferos

En los sitios sujetos a restauración se encontraron de dos a seis especies silvestres nativas: *Peromyscus gratus*, *P. melanophrys*, *Otospermophilus variegatus*, *Silvilagus floridanus*, *Didelphis virginiana* y *Bassariscus astutus* resultados similares a las zonas conservadas de referencia (ZCR), con excepción de A11 que presenta una baja diversidad (Fig. 4.1). Por otra parte, los sitios en restauración mantienen ciertas especies exóticas, como es el caso del gato doméstico (*Felis catus*), el perro (*Canis lupus familiaris*) y la ardilla gris (*Sciurus aureogaster*), pero no roedores domésticos. Lamentablemente, parte de la similitud entre sitios en restauración y zonas conservadas, se debe a que ambos tipos de sitio comparten mamíferos exóticos, lo que muestra que hay deterioro respecto la comunidad de mamíferos, incluso en las zonas que se consideran que están conservadas desde el punto de vista del paisaje, el sustrato y la composición y estructura de la comunidad vegetal (Estañol-Tecuatl, 2014; Maravilla-Romero y Cano-Santana, 2009; González-Jaramillo, 2018).

Las seis especies de mamíferos nativos corresponden al 33% de las 18 especies de mamíferos no voladores reportados históricamente para la REPSA (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009). Este bajo porcentaje puede ser debido a las características de la reserva urbana. Éstas representan paisajes alterados en los que la conectividad con otras áreas de

vegetación natural se ha perdido, los efectos de borde son pronunciados y experimentan la desaparición de algunas de sus especies (McKinney, 2002). La riqueza y abundancia de animales es afectada por: 1) la lejanía a las fuentes de colonización; 2) el tamaño y la forma de cada parche; 3) el tipo de infraestructura aledaña; y 4) la calidad de recursos en el parche (Chávez y Ceballos, 1994; Garmendia-Corona, 2009; Ries y Sisk, 2004). Asimismo, la pérdida de vegetación nativa y los efectos de borde tiende a favorecer la presencia de especies generalistas e invasoras (Hansson, 1994; Garden *et al.*, 2007; Chávez y Ceballos, 2009). La REPSA está inmersa en una matriz urbana con infraestructura, es decir, está fragmentada al interior, se encuentra aislada de otros remanentes del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Otros factores que pueden afectar la presencia de mamíferos en una zona son: 1) los requerimientos de alimentación y refugio; 2) presencia y abundancia en sitios cercanos que permitan colonizar (Nichols y Grant, 2007); y 3) la composición vegetal (Dickman y Doncaster, 1987; Sauvajot *et al.*, 1998; Garden *et al.*, 2007). Sin embargo, en diferentes trabajos se ha reconocido que la cobertura vegetal es un mal predictor del éxito del restablecimiento de mamíferos en zonas en restauración (Patten, 1997; Cristescu *et al.*, 2013; Samudio Marín, 2017).

Por lo anterior, las acciones de restauración pueden explicar en parte la recuperación de las comunidades de mamíferos, ya que se ha tratado de restablecer las características originales de estos sitios.

Si se toma en consideración todos los parámetros estudiados, el sitio A2 es el que tiene el mayor grado de recuperación y es el sitio en restauración con el VCH más alto (40.5), ya que cuenta con la presencia de cinco de las seis especies de mamíferos nativos registrados en este estudio (*P. gratus*, *P. melanophrys*, *O. variegatus*, *D. virginiana* y *B.*

astutus), posee la densidad más alta de *P. gratus*, con presencia de hembras gestantes y juveniles y, aunque no mantiene actividad de conejos castellanos (*S. floridanus*) debido a que esta zona está aislada, tampoco presenta especies exóticas. El sitio A2 conserva el sustrato original y sólo ha sido rellenado por rocas en una pequeña fracción de su superficie; asimismo, ésta ha estado sujeta a constantes actividades de restauración, entre las que se cuenta el retiro de especies exóticas (*L. nepetifolia*, *R. communis*, *M. jalapa* y *C. clandestinum*) y basura (Torres-Sánchez y Villalobos-Contreras, 2019). Además cambia el ambiente al remover de su superficie los ejemplares de *Eucalyptus camaldulensis* (Morelos-Rebollar, 2019; Rosendo-González, 2021), lo que podría estar permitiendo el establecimiento de mayor número de plantas nativas que pueden servir de alimento para los mamíferos. Aunque este sitio no está conectado a una zona núcleo de la REPSA y se mantiene aislada dentro de los circuitos viales universitarios, su topografía accidentada provee micrositios que pueden utilizarse como madrigueras y refugios.

Por otra parte, el sitio A8 mejoró sus condiciones paisajísticas (VCH=37.5) al recuperarse el sustrato original, actualmente alberga cinco especies nativas (*P. gratus*, *P. melanophrys*, *O. variegatus*, *S. floridanus* y *D. virginiana*) y una exótica (*S. aureogaster*). Este sitio se puede considerar el segundo en cuanto a su grado de recuperación, ya que también posee una alta densidad de *P. gratus* (mayor a la registrada en los estudios previos, ver sección 5.2) con presencia de hembras gestantes. Como las acciones de restauración han logrado recuperar cierta fracción de sustrato volcánico original, y se instalaron nucleaciones de rocas apiladas (ver fig. 3.2), hay micrositios que sirven para hacer madrigueras. Además, con el control de eucaliptos, se está favoreciendo el establecimiento de mayor número de plantas nativas que ofrecen alimento.

La presencia de mamíferos en estos sitios que estaban totalmente destruidos (A11 y SO) indica que hay recuperación. En el caso del sitio SO (VCH=28.5) la adición de las rocas ha permitido la presencia de una vegetación nativa relativamente similar a zonas conservadas (Estañol-Tecuatl, 2014). Actualmente cuenta con la presencia de cuatro mamíferos nativos (*Silvilagus floridanus*, *Didelphis virginiana*, *Bassariscus astutus* y *Peromyscus gratus*) a pesar de que registra la menor densidad de este último y también hay presencia de perros.

El sitio A11 (VCH=24.5) también cubre un área destruida que, al adicionarse el sustrato volcánico, se permitió la recolonización de la vegetación (González-Jaramillo, 2018). En este trabajo sólo se registró una especie nativa *P. gratus* y una especie exótica (*Felis catus*). Por lo tanto podría considerarse como el sitio que mantiene el menor grado de recuperación, ya que registra cinco especies nativas menos que las registradas por San José-Alcalde (2010), además de una de las tres especies exóticas, que son una amenaza para la fauna nativa. Dado que se registró una excreta muy vieja que no fue posible identificarla, no se descarta que algún mamífero mediano aún utilice este sitio. Así mismo, podría servir de escondite temporal al conejo castellano.

Dentro de todos los estudios previos sobre la mastofauna en la REPSA (Castellanos-Morales, 2006; García, 2007; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009; Ramos-Rendón, 2010; San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010; Montesinos-Laffont, 2013; Peña-Mendoza, 2016), la zona más estudiada y que registra la mayor diversidad es la Zona Núcleo Poniente, dentro de la cual están ubicada la ZCR 1 y 2 y el sitio A11 situado inmediatamente en su vecindad, se esperaría que estos sitios tuvieran comunidades

similares, sin embargo esto no fue así, lo que sugiere una alta tasa de recambio entre sitios, la cual podría ser debida a los disturbios propios de una reserva urbana.

La composición, riqueza y distribución de los mamíferos está determinada por varios factores: la distribución de estos animales está limitada por su capacidad de movimiento, la continuidad entre parches de vegetación y los conflictos con las actividades humanas (Angold *et al.*, 2006). Por otro lado, la riqueza de mamíferos nativos de talla pequeña y mediana se reduce por efecto de la urbanización (Racey y Euler, 1982; Mahan y O'Connell, 2005), en tanto que la riqueza y abundancia de las especies exóticas tienden a incrementarse (Castillo *et al.*, 2003). Parte de las tendencias observadas se pueden observar en la REPSA. Por ejemplo, la riqueza de roedores ha disminuido, pues hay algunas especies que no se han registrado recientemente, como: *Sigmodon hispidus*, *Liomys irroratus* y *Reithrodontomys megalotis* (Castellanos-Morales; 2006; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009; Ramos-Rendón, 2010; San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010; Montesinos-Laffont, 2013; Peña-Mendoza, 2016). También se documenta que la urbanización y el disturbio ha favorecido la presencia de especies exóticas, como *Mus musculus* y *R. norvegicus* y *R. rattus* (Garmendia-Corona, 2009).

Cabe resaltar que la REPSA, como reserva urbana, no estaba planteada desde la construcción de Ciudad Universitaria, si bien se procuró proteger en su momento la mayor extensión del Pedregal que quedaba dentro del *campus* (Álvarez *et al.*, 1982), no se consideró estrictamente a los animales. Por otro lado, a pesar de que el proyecto de restauración ecológica en la REPSA se basa en recuperar el sustrato volcánico original para volverlo apto para la colonización de organismos en todos los niveles tróficos (Antonio-Garcés, 2008; Cano-Santana *et al.*, 2010), el sustrato y la composición vegetal no son

suficientes para que todos los animales puedan colonizar los sitios sujetos a restauración ecológica. Es muy importante buscar el mejoramiento de otros atributos, como la conectividad entre parches, así como considerar si existe conectividad subterránea, o si se requieren otras acciones, como la translocación y reintroducción de animales.

5.8. Mamíferos y otros animales indicadores

Todos los mamíferos nativos son importantes como parte del ecosistema del Pedregal y todos dependen de las zonas naturales para su permanencia. Sin embargo, para poder evaluar el éxito de restauración es importante tener especies indicadoras para el monitoreo las cuales se propone que sean sensibles a los cambios y que sean especialistas, ya sea en hábitat o alimentación (MacDonald *et al.*, 2002; Díaz-Pulido *et al.*, 2015). Los mamíferos registrados en este estudio no son adecuados como especies indicadoras de los avances de la restauración, ya que, todos, son generalistas (Ceballos y Oliva, 2005) y algunos como los tlacuaches, los cacomixtles, los conejos castellanos y los ardillones, se adaptan muy bien a los sitios antropizados (Castellanos-Morales, 2006; Granados-Pérez, 2008; Ramos-Rendón, 2010; Bernal-Legaria, 2011, Martínez, 2013; Zambrano *et al.*, 2016; García-Álvarez, 2021).

Los cambios en la composición y estructura de la comunidad vegetal derivados de las acciones de restauración ecológica (Estañol-Técuatl y Cano-Santana, 2017; Morelos-Rebollar, 2019) han tenido un mayor impacto sobre los ratones de dieta granívora. De acuerdo con Garmendia-Corona (2009), *P. gratus* está asociado a sitios conservados de la REPSA, aunque no tiene preferencia de microhábitat (Chávez, 1993) ni de hábitat natural,

pues se distribuye en matorrales, bosques húmedos de pino-encino, valles abiertos y terrenos de cultivo (Ceballos y Oliva, 2005). *Peromyscus gratus* también tiene una amplia gama de recursos alimenticios, que incluye plantas con fotosíntesis tipo C₃, artrópodos y alimento de origen humano (Negrete-González, 2020). Es un organismo tolerante al disturbio, aunque su población disminuye en los bordes, en comparación con las zonas internas (Montesinos-Laffont, 2013). Las zonas sujetas a restauración estudiadas en este trabajo muestran que su abundancia ya es similar (o mayor) a la que registran las ZCR (Fig. 4.2), por lo que para esta etapa de la restauración ya no está sirviendo como indicador. Esto significa que esta especie puede ser un indicador útil en las fases iniciales de la restauración porque sí requieren de la existencia del ecosistema natural del pedregal (Garmendia-Corona, 2009), y se ha visto que los mamíferos generalistas son los primeros en colonizar (Nichols y Nichols, 2003; Kalies *et al.*, 2012). Por lo anterior, el indicador más prometedor del avance de la restauración parece ser la disminución de roedores exóticos.

Existen varios estudios que analizan la respuesta de los mamíferos a diferentes estrategias de restauración (Ford *et al.*, 1999; Converse *et al.*, 2006; Stone, 2007; Kalies *et al.*, 2012) o de tasas de recolonización (Nichols y Nichols, 2003; Nichols y Grant, 2007). Aunque MacDonald y colaboradores (2002) mencionan que se pueden utilizar los mamíferos para medir el éxito de restauración, no explican cómo. Este estudio ayuda a abonar un enfoque poco utilizado, y que podría ayudar a los proyectos de restauración, ya que los mamíferos forman parte importante de las cadenas tróficas.

Se debe considerar que no hay un solo grupo adecuado de fauna para su uso como un indicador general de la recolonización de la fauna, pues diferentes especies reflejan diferentes aspectos de la sucesión faunística (Nichols y Nichols, 2003). Es importante tener

varias especies indicadoras para obtener información más detallada del sistema y que éstas se encuentren en diferentes niveles tróficos (Noss, 1990; Nichols y Nichols, 2003). Por lo anterior, es importante integrar datos de estudios que incluyan otros organismos. En la REPSA también se observa una respuesta diferente en los vertebrados, que puede o no estar relacionada con los cambios promovidos por las acciones de restauración. En los sitios de estudio se ha detectado que las aves están tendiendo a aumentar su diversidad por efecto de disturbio medio, la heterogeneidad espacial y el efecto de borde (Figuroa-Aquino, 2020), en tanto que los reptiles experimentan una reducción de su diversidad y que solamente las especies tolerantes al disturbio están dominando, como es el caso de la lagartija de collar (*Sceloporus torquatus*) y la lagartija de pared (*S. grammicus*) (Jasso-Cerón, 2019).

5.9. El potencial de los mamíferos para vivir en zonas urbanas

Todos los mamíferos silvestres registrados en este estudio tienen cierta tolerancia a la urbanización, a pesar de que en diversos estudios se ha encontrado que, en general, existe una relación negativa entre la diversidad de estos animales con el grado de urbanización (Racey y Euler, 1982; Mahan y O'Connell, 2005; Castillo *et al.*, 2003). En ambientes urbanos las poblaciones de mamíferos están limitadas por la calidad del parche, depredación (p. ej., por gatos) y la fragmentación (Backer *et al.*, 2003). A pesar de lo anterior, tanto tlacuaches como cacomixtles se adaptan bien a zonas urbanas (Ordeñana *et al.*, 2010), siempre y cuando exista proximidad a fuentes naturales de agua (Fidino *et al.*, 2016).

La comprensión de la biología de muchas especies se ha desarrollado mediante la evaluación de poblaciones de vida silvestre rural, la cual difiere de las poblaciones de animales que viven en zonas urbanas (Ditchkoff *et al.*, 2006). Sin embargo, en México son pocos los estudios que se han realizado sobre los mamíferos silvestres en áreas urbanas (Ramos-Lara y Gómez-Ortiz, 2019). Dadas las condiciones de la REPSA es importante realizar estudios bajo esta perspectiva, ya que podría ayudar a entender la dinámica particular que existe en este sitio.

5.10. Análisis de los métodos utilizados, recomendaciones y perspectivas de estudio

La eficiencia de las trampas Sherman varía de acuerdo con el sitio en el que éstas se coloquen, las condiciones meteorológicas y la fase lunar, en particular, porque se espera que durante la fase de luna llena haya una menor tasa de captura de roedores (White *et al.*, 1982). En este trabajo se encontró que la frecuencia de capturas dependió significativamente de la fase lunar (ver Fig. 4.6), pero, contrario a lo reportado, fue durante la luna llena donde se observan más capturas de las esperadas y durante luna nueva hay menos capturas que las esperadas. Es posible que se viera un sesgo por la coincidencia de los muestreos con dicha fase lunar, sin embargo, al ser un ambiente urbanizado con una contaminación lumínica constante (Zambrano *et. al.*, 2016) es probable que el efecto de luna no tenga una incidencia como en sitios menos urbanizados. Por otro lado, las conductas de los animales cambian si se encuentran en zonas rurales a zonas urbanizadas (Ditchkoff *et al.*, 2006).

Respecto a las condiciones meteorológicas, la frecuencia de capturas no fue afectada por la influencia de las lluvias. A pesar de lo anterior, se debe tomar en cuenta que durante el muestreo de ratones en el sitio A8 varias trampas se cerraron por acción de la lluvia durante la primera noche (8 de 20 trampas), lo que resultó en la captura de pocos ejemplares esa noche.

A pesar de que en la mayoría de los trabajos realizados en la REPSA se ha utilizado crema de cacahuete, vainilla y avena para la captura de roedores (Negrete, 1991; Chávez, 1993; Garmendia-Corona, 2009; Montesinos-Laffont, 2013; San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010; Peña-Mendoza, 2016), también se ha usado cebo compuesto por nuez, plátano y crema de cacahuete con nuez (Hernández-Herrerías, 2011). En este estudio se utilizó avena con vainilla, por ser lo más usado y semillas de girasol por la dieta granívora de la mayoría de la especies registradas para la REPSA, pero se omitió el uso de crema de cacahuete debido a que atrae a las hormigas, las cuales pueden llevarse el cebo, afectando la probabilidad de captura y atacar a los roedores capturados (P. Arenas, com. pers.). No obstante, es posible que este cambio en el cebo no haya afectado el registro de la composición de roedores, pues San José-Alcalde (2010), Villeda-Hernández (2010) y Peña-Mendoza (2016) con el primer cebo fueron capaces de capturar especímenes de *P. gratus*, *M. musculus*, *P. melanophrys* y *Rattus norvegicus*, la mayoría de los cuales fueron registrados con el uso del cebo sin crema de cacahuete. Se sugiere hacer una prueba de cebo para determinar cuál es el más eficiente en la REPSA y así tener un cebo estandarizado que permita una mejor comparación en trabajos futuros.

El registro de mamíferos a través de sus heces es útil para su identificación y registros de presencia/ausencia. En el caso de los conejos, una variable a considerar en el

registro, es la lluvia que puede disgregar las pastillas fecales. Esto se pudo observar en el segundo muestreo de A8, cuando hubo un decremento importante en el número de heces, ya que el muestreo fue realizado después de lluvias fuertes. Asimismo, se tuvieron problemas para discernir si en las letrinas cacomixtles (*Bassariscus astutus*) había también excretas de tlacuaches (*Didelphis virginiana*), por lo que es más recomendable el uso de cámaras-trampa y trampas Tomahawk para el registro de estas especies, tal como lo hizo García-Álvarez (2021). En este trabajo se descartó el uso de ambas técnicas para el registro de mamíferos medianos por el posible robo del equipo. Así mismo se recomienda el uso de carne con cierto grado de putrefacción para el registro del zorrillo listado (*Mephitis macroura*) y zorrillo manchado (*Spilogale angustifrons*; Ramos-Rendón, 2010). Para los ardillones (*Otospermophilus variegatus*) se ha utilizado tortilla de maíz, zanahorias, manzanas, naranjas, guayabas, tejocotes, plátanos y crema de cacahuete en muestreos dirigidos a sus madrigueras (Martínez, 2013).

Para recuperar el sustrato basáltico se recomienda priorizar la recuperación y desentierro del sustrato original en vez de adicionar roca volcánica. En caso de usar la segunda técnica se recomienda dejar veredas y zonas planas para que los conejos puedan habitar esas zonas. Por otro lado, sigue siendo necesario el control permanente de perros y gatos al tratarse de un problema social, a la par de continuar y ampliar la educación ambiental para la protección de la REPSA.

Para saber si la ausencia de algunas especies de mamíferos se debe al muestreo o a un proceso de degradación de la REPSA, se recomienda realizar muestreos a todo lo largo de esta reserva, tal como lo han sugerido Chávez y Ceballos (1994). Así mismo, es importante realizar un estudio exhaustivo en todas las zonas que tengan pedregales

remanentes (sean parte de la reserva o no) para conocer en qué condiciones se encuentran presentes y cómo es el uso del hábitat.

Por otro lado, en los parches de vegetación natural que se encuentran muy alejadas de las zonas núcleo se recomienda generar proyectos de translocación. De acuerdo con Baur (2014), se ha visto que las especies raras tienen una dispersión limitada, por lo que tienen bajas probabilidades de colonizar sitios restaurados y establecer poblaciones viables.

VI. CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos y la discusión de los mismos, se formulan las siguientes conclusiones:

1. Los sitios sujetos a restauración mantienen de una a seis especies silvestres nativas *Peromyscus gratus*, *P. melanophrys*, *Otospermophilus variegatus*, *Silvilagus floridanus*, *Didelphis virginiana* y *Bassariscus astutus*. Además de tres especies exóticas: el gato doméstico, el perro y la ardilla gris, *Sciurus aureogaster*, pero no roedores exóticos (*Rattus norvegicus*, *R. rattus* y *Mus musculus*).
2. Las acciones de restauración han contribuido a excluir a ratones exóticos sin necesidad de un control directo, mientras que para perros y gatos es necesario continuar con un programa de control y de educación ambiental.
3. La densidad de ratones piñoneros varía entre sitios conservados de 11 a 118 ind/ha, similar a los sitios sujetos a restauración, excepto el sitio SO en secas, el cual tuvo una densidad menor (5 ind/ha).
4. La densidad de conejos en zonas conservadas varía de 0 a 2.67 ind/ha, que es similar al que mantienen los sitios sujetos a restauración.
5. A11 fue el sitio más pobre en mamíferos nativos y con menor similitud en su comunidad de mamíferos debido probablemente a un cambio en la composición y estructura de la comunidad vegetal.
6. La adición de roca puede afectar negativamente la actividad de conejos y ratones.
7. Las áreas de amortiguamiento de la REPSA y los pedregales remanentes son zonas de suma importancia ya que constituyen refugios para los mamíferos.

8. La disminución o ausencia de roedores exóticos es un buen indicador del avance de la restauración, mientras que *P. gratus* es útil en las primeras fases.

Los mamíferos se pueden utilizar para medir el éxito de restauración. Estudios como el que se presenta ayuda a abonar a este enfoque poco utilizado en los proyectos de restauración. Es necesario considerar a la fauna silvestre como un componente importante desde el diseño y en el monitoreo de un proyecto restauración ecológica.

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Este trabajo se realizó con el apoyo financiero del proyecto PAPIIT-UNAM IV200117 “Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria” otorgado a los doctores Luis Zambrano, Zenón Cano-Santana y Alicia Castillo.

A la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA), del Instituto de Biología, UNAM, por el préstamo de ejemplares y, particularmente, a la Dra. Yolanda Hortelano Moncada por su apoyo para la identificación de roedores.

Al Departamento de Fauna de la SEREPSA por el asesoramiento y apoyo y por el préstamo de material.

Al M. en C. Noé Pacheco Coronel del Laboratorio de Vertebrados de la Facultad de Ciencias por su asesoramiento para la identificación de excretas y sugerencias al muestreo de roedores.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mis padres, María Elena Castañeda Pérez y Adolfo Argüelles Pimentel, por su gran amor, su apoyo incondicional en todas las locuras que se me ocurren y por ser unas grandes personas que me hacen ser quien soy. Además, por su gran apoyo durante la carrera. En mis momentos más difíciles siempre me levantaron el ánimo y hasta en los muestreos estuvieron ayudándome. Gracias por todo.

Tengo una gran deuda con todas las personas que se aventuraron a ayudarme, por animarse a estar varias horas de trabajo extenuante bajo el sol abrasador, bajo la tormenta y hasta con granizo, en este lugar tan complicado pero igualmente hermoso, como es el Pedregal. Por regalarme sus fines de semana y hasta varios días seguidos de mucho trabajo, a pesar de vivir tan lejos. A todas ustedes este trabajo es tan suyo como mío, porque sin su ayuda no lo habríamos logrado. Gracias por su gran esfuerzo y entusiasmo (que sólo ustedes saben lo que nos costó): Lili, Marce, Mich, María Elena, Iván, Paco, Alan, Ianka, Andrea, David, Fernando, Mariana, Surya, Diana, Miguel H., Misael, Ilse, Luis, Yury, Ivonne, Miguel, Nastienka, Viridiana, Manuel, Estefanía, Luz, Rubén, Joshua, Rebeca, Hilda, Jennifer, Víctor, Diego, Jacqueline y Violeta. Y también a todas las personas que, a su vez, ustedes invitaron para ayudar y, a la vez, enseñarles la belleza del Pedregal.

A todos los Colaboradores de la REPSA (para mí, los REPSAmigos), por el gran esfuerzo que hacen día con día, por su entusiasmo, ganas de aprender y compartir. Por ser más conscientes de nuestro entorno y querer hacer de este un mundo mejor, por todo el apoyo que hay dentro del grupo. Particularmente, agradezco a Marcela Pérez Escobedo y Néstor Chavarría por animarse a crear este grupo y por hacer de éste un gran equipo de

trabajo inmerso en un ambiente agradable, donde nos podemos sentir seguras, donde todos contamos y nos contamos , así como nuestros sentires y pensares. Porque fue el espacio donde me asombré tanto del Pedregal que se convirtió en un aliciente y un ejemplo a seguir de cómo se puede trabajar en conjunto en pro del ambiente y de todos sus habitantes.

También tengo un reconocimiento especial por todos los que trabajan en la SEREPSA. Son excelentes personas que van contracorriente por las dificultades que siempre hay. Gracias por conservar este sitio y seguir esforzándose para mejorar siempre. Particularmente agradezco Pablo Arenas por sus cuestionamientos y sugerencias para el muestreo.

A Hilda, Lili, Ianka, Rodrigo, Eran, Fer, Joshua, Fercho, Ivonne, Inari, Dany y Rubén, entre muchos más que estaban en la facultad y nos apoyaron para defender El Molotito. Aunque sea una pequeña porción de Pedregal, es uno de los lugares más hermosos que he visitado de este ecosistema. Gracias a ellos por protegerlo sin saber exactamente las maravillas que encierra. Gracias por el apoyo mutuo y por enseñarme lo complicado que es ganar este tipo de batallas. Gracias por acompañarme en la incertidumbre de que hubiese alguna reprimenda, pero aun así mantenerse firmes por lo que creemos que es correcto. Gracias por proteger ese cachito de naturaleza. También tengo un agradecimiento muy especial para el Dr. Pedro Eloy Mendoza Hernández, a la Dra. Irama Núñez Tancredi y a Dr. Bruno Barales, por trabajar con sus alumnnitos y por defender a capa y espada los pedregales remanentes de la Facultad de Ciencias (incluyendo el Molotito). Gracias por salvaguardarlos y por aventarse la tarea de seguirlos protegiendo con la Adopción. Porque ustedes siempre han estado al pie del cañón para proteger los Pedregales de la facultad, gracias por darnos espacios donde aprender y de los cuales disfrutar en

nuestro paso por la carrera. Sus enseñanzas, su entusiasmo y su guía para proteger ha sido uno de los aprendizajes más valiosos que tuve en mi formación como bióloga.

A la M. en C. Genoveva Villalobos Contreras por su esfuerzo constante en el cuidado de A2 y por compartirnos sus conocimientos de la flora y sus usos. Gracias por proteger otro cachito de Pedregal que, a pesar de las presiones, es uno de los sitios mejor conservados que conozco.

Un agradecimiento muy especial al Dr. Zenón Cano Santana, no sólo por el gran esfuerzo que ha hecho guiándome, resolviendo mis dudas y empujándome a continuar, sino también por ayudarme a darle la importancia que merecen a mis resultados, a lo que sí se encontró y no de los datos que no obtuve. Aprecio sobre todo el esfuerzo que ha hecho por proteger este sitio, junto con todos sus alumnos. Sin ese esfuerzo, quizá no me hubiera tocado conocerlo. También por aventarse a hacer acciones concretas de restauración y monitoreo en A11, A8, SO y A2. No es fácil y, como requiere tanto tiempo y esfuerzo, no cualquiera lo intenta.

A todos los profesores y compañeros del taller “Ecología terrestre y manejo de recursos bióticos”, por sus valiosas sugerencias a este trabajo.

A todos los compañeros del “Laboratorio de interacciones y procesos ecológicos”, por sus aportes en los seminarios, particularmente a Mariana Figueroa y a Jacqueline Jasso. Por discutir nuestros resultados y apoyarnos como el paquete que somos “lo mismo, pero con aves y reptiles”.

Al M. en C. Iván Castellanos Vargas por su apoyo técnico, en metodología, estadística, dudas existenciales y, sobre todo, su apoyo en el campo, gracias por ayudarme a

continuar siempre que tuve dificultades. Al Biól. Julián Pineda por todo su asesoramiento, apoyo en el trampeo de ratones y en general para la tesis; por ser como mi cotutor, exigiéndome avances, cuestionándome para que comprendiera mejor lo que hacía.

Al M. en C. Yury Glebskiy por todas esas críticas duras pero enriquecedoras, y por todo su asesoramiento en cómo trabajar con conejos.

Al M. en C. Manuel Bonilla por toda su ayuda con las pruebas estadísticas y sus múltiples observaciones en el trabajo. Gracias por destrozarlo más de una vez.

A Noé Pacheco Coronel, Vianey Gómez Naranjo, Jaime Zúñiga Vega y Jorge Escalante Pasos por las asesorías puntuales que me ayudaron a ver los alcances del trabajo.

A la CNMA por abrirnos sus puertas a los que nos metemos al programa de “Jóvenes hacia la Investigación” y por todas las bellas personas que conocí y que me enseñaron a ser bióloga antes de entrar a la carrera. Gracias por su entusiasmo y por compartir sus conocimientos. Al Dr. Fernando Cervantes Reza, a la M. en C. Julieta Vargas Cuenca y la Dra. Yolanda Hortelano Moncada. De hecho, la Dra. Hortelano Moncada es la responsable de mi primer acercamiento a la REPSA en una aventura nocturna para capturar mamíferos, quizá me marcó lo suficiente como para hacer toda una tesis. Gracias también a Moisés, Katia, Toño, Edwin y Amira, por sus enseñanzas y los momentos divertidos en la colección.

Un especial agradecimiento al Taller de Ciencia para Jóvenes (proyecto PAPIME PE100912; TCJ-2014) por darnos una experiencia llena de aprendizaje y buenos momentos, que no sólo me ayudaron a reafirmar mi camino hacia la ciencia, sino que me ayudaron encauzar mi ánimo cuando más lo necesitaba.

LITERATURA CITADA

- Allison, S. 2004. What do we mean when we talk about ecological restoration? *Ecological Restoration*, 22(4): 281-286.
- Álvarez-Romero, J. G., R. A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Álvarez S., F. J., J. Carabias-Lillo, J. Meave del Castillo, P. Moreno-Casasola, D. Nava-Fernández, F. Rodríguez-Zahar, C. Tovar-González y A. Valiente-Banuet. 1982. Proyecto para la creación de una reserva en el Pedregal de San Ángel. Pp. 343-370, en: Rojo A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Angold, P. G., J. P. Sadler, M. O. Hill, A. Pullin, S. Rushton, K. Austin, E. Small, B. Wood, R. Wadsworth, R. Sanderson y K. Thompson. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment*, 360: 196-204.
- Antonio-Garcés, J. 2008. Restauración ecológica de la Zona de Amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Antonio-Garcés, J., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. Pp. 465-481,

- en: Lot A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Andreassen, H. P., S. Halle y R. A. Ims. 1996. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. *Journal of Applied Ecology*, 33:63-70.
- Aranda Sánchez, J. M. 2012. *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Arenas Pérez, P.A. 2016. Seroprevalencia de rabia y *Leptospira* en poblaciones de perros de libre rango (*Canis familiaris*) y tlacuaches (*Didelphis* spp.) que habitan dos reservas ecológicas. Tesis de maestría. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Balderas-Valdivia, C. J., J. F. Mendoza Santos, A. Alvarado Zink. 2014. *Guía de anfibios y reptiles*. Divulgación de la Ciencia y Educación Ambiental, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Dirección General de la Divulgación de la Ciencia, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Baker, P. J., R. J. Ansell, P. A. A. Dodds, C. E. Webber y S. Harris. 2003. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33: 95-100.
- Barja, I. y R. List. 2006. Faecal marking behaviour in ringtails (*Bassariscus astutus*) during the non-breeding period: spatial characteristics of latrines and single faeces. *Chemoecology*, 16(4): 219-222.
- Baur, B. 2014. Dispersal-limited species. A challenge for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 15(7): 559–564.

- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Bellard, C., P. Genovesi y J. M. Jeschke. 2016. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1823): 20152454.
- Bernal-Legaria, V. 2011. Abundancia del cacomixtle (*Bassariscus astutus*) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad Universitaria, México, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Block, W. M., A. B. Franklin, J. P. Ward, J. L. Ganey y F. C. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology*, 9(3): 293-303.
- Cabrera Luna, J. J. 2013. Densidad poblacional de la ardilla gris (*Sciurus aureogaster*), en el Distrito Federal, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana, Z. y J. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias*, 41: 41-68.
- Cano-Santana, Z., M. San José-Alcalde, M. Ayala, E. Valdez, E. Saucedo-Morquecho, A. Garmendia-Corona, J. Antonio-Garcés, M. Peña, M. Villeda, A. Orozco-Segovia, G. González-Rebeles y R. Muñoz-Saavedra. 2010. Cambios de la vegetación y la fauna de un pedregal sometido a restauración ecológica en el centro de México. Pp. 13-19,

- en: *III International Symposium of Ecological Restoration*. Villa Clara, Cuba, septiembre.
- Carabias, J., J. A. Meave, T. Valverde y Z. Cano-Santana. 2009. *Ecología y medio ambiente en el siglo XXI*. Pearson Educación, México.
- Caro M., D. M. 2017. Detección de distemper canino en mamíferos de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de maestría. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castellanos-Morales, G. 2006. Sobre el ámbito hogareño y los hábitos alimenticios de un carnívoro en un ambiente suburbano. El cacomixtle (*Bassariscus astutus*) en la Reserva Ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ciudad Universitaria, México, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castillo, E., J. Priotto, A. M. Ambrosio, M. C. Provensal, N. Pini, M. A. Morales, A. Steinmann y J. J. Polop. 2003. Comensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 5: 135-141.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica, México.
- Cerri, J., M. Ferretti, E. Merci y L. Petralia. 2015. Defecation rate of Eastern Cottontail (*Sylvilagus floridanus*) and European Brown Hare (*Lepus europaeus*). *Wildlife Biology in Practice*, 11(2): 56-62.

- Chávez, J. C. 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.
- Chávez, J. C. y G. Ceballos. 1994. Historia natural comparada de los pequeños mamíferos de la Reserva El Pedregal. Pp. 229-237, en: Rojo A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Chávez, J. C. y G. Ceballos. 2009. Implications for conservation of the species diversity and population dynamics of small mammals in an isolated reserve in Mexico City. *Natural Areas Journal*, 29: 24-41.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner y R. G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, 6(3): 665-691.
- Chen, Y., A. K. Awasthi, F. Wei, Q. Tan y J. Li. 2020. Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts. *Science of the Total Environment*, 141772.
- Converse, S. J., G. C. White, K. L. Farris y S. Zack. 2006. Small mammals and forest fuel reduction: national-scale responses to fire and fire surrogates. *Ecological Applications*, 16(5): 1717-1729.

- Coronel-Arellano, H., M. Rocha-Ortega, F. Gual-Sill, E. Martínez-Meyer, A. K. Ramos-Rendón, M. González-Negrete, G. Gil-Alarcón y L. Zambrano. 2020. Raining feral cats and dogs? Implications for the conservation of medium-sized wild mammals in an urban protected area. *Urban Ecosystems*, 1-12.
- Courchamp, F., J. L. Chapuis y M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78(3): 347-383.
- Cristescu, R. H., J. Rhodes, C. Frére, y P. B. Banks. 2013. Is restoring flora the same as restoring fauna? Lessons learned from koalas and mining rehabilitation. *Journal of Applied Ecology*, 50(2): 423-43.
- Díaz-Pulido, A., M. Aguilar-Garavito, J. Pérez Torres y S. Solari. 2015. El monitoreo de los mamíferos en los procesos de restauración ecológica. Pp. 163-176. En: Aguilar-Garavito, A. y W. Ramírez (eds.). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.
- Dickman, C. R. y C. P. Doncaster. 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology*, 56: 629-640.
- Ditchkoff, S. S., S. T. Saalfeld y C. J. Gibson. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems*, 9(1): 5-12.
- Doherty, T. S., A. S. Glen, D. G. Nimmo, E. G. Ritchie, C. R. Dickman. 2016a. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40): 11261–11265.

- Doherty, T. S., C. R. Dickman, C. N. Johnson, S. M. Legge, E. G. Ritchie, J. C. Z. Woinarski. 2016b. Impacts and management of feral cats *Felis catus* in Australia. *Mammal Review*, 47(2):83-97.
- Doherty, T. S., C. R. Dickman, A. S. Glen, T. M. Newsome, D. G. Nimmo, E. G. Ritchie, A. T. Vanak, A. J. Wirsing. 2017. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation*, 210: 56–59.
- Dorantes, D. 2017. Distribución y abundancia del conejo castellano, *Sylvilagus floridanus* (Lagomorpha), en la Reserva del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx., México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Estañol-Tecuatl, F. 2014. Estructura de la comunidad vegetal en zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración ecológica en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Estañol-Tecuatl, F. y Z. Cano-Santana. 2017. Recovery of basalt substrate for xeric scrub restoration in a lava field in Mexico City. *Ecological Restoration*, 35(1): 41-51.
- Farfán-Beltrán, M. E. 2015. Estructura de la comunidad de artrópodos en sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración ecológica en el Pedregal de San Ángel, D.F., México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Farías-González, V. 2011. Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación de conejos y liebres. Pp. 229-248. En: Sánchez, O., P. Zamorano, E. Peters y H. Moya (eds.). *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Fidino, M. A., E. W. Lehrer y S. B. Magle. 2016. Habitat dynamics of the Virginia opossum in a highly urban landscape. *The American Midland Naturalist*, 175(2): 155–167.
- Figuroa-Aquino, M. 2020. Estructura de la comunidad de aves y redes planta-ave en zonas sujetas a restauración y conservadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ford, W. M., M. A. Menzel, D. W. McGill, J. Laerm y T. S. McCay. 1999. Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the Southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 114(2-3): 233-243.
- Fox, B. J. y M. D. Fox. 1984. Small-mammal recolonization of open-forest following sand mining. *Australian Journal of Ecology*, 9(3), 241–252.
- Fox, B. J., y A. R. Pople. 1984. Experimental confirmation of interspecific competition between native and introduced mice. *Australian Journal of Ecology*, 9: 323–334.
- García-Álvarez, L. 2021. Actividad de mamíferos en diez fragmentos de vegetación natural de Ciudad Universitaria, D.F. Avances de tesis del nivel 4 del taller “Ecología

terrestre y manejo de recursos bióticos”. Manuscrito no publicado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

García P., M. N. 2007. Sobre el ámbito hogareño y los hábitos alimentarios de un carnívoro en un ambiente suburbano. La zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en la reserva ecológica “El Pedregal de San Ángel”, Ciudad Universitaria. Tesis profesional Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

Garden, G. J., C. A. Mc Alpine, H. P. Possingham y D. N. Jones. 2007. Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: a case study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology*, 32: 669-685.

Garmendía, A. 2009. Distribución y abundancia de roedores en Ciudad Universitaria D.F. con énfasis en *Peromyscus gratus* (Muridae). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Glebskiy, Y. 2016. Factores que afectan la distribución y abundancia del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Glebskiy, Y. I. Castellanos-Vargas, D. Dorantes-Villalobos y Z. Cano-Santana. 2018. Role of predators, terrain ruggedness, and plant composition for the abundance of the eastern cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*). *The Southwestern Naturalist*, 63(1): 59-64.

- Glebskiy, Y. 2019. Efecto del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) sobre la comunidad vegetal del Pedregal de San Ángel. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Granados-Pérez, Y. 2008. Ecología de mamíferos silvestres y ferales de la Reserva Ecológica El Pedregal: hacia una propuesta de manejo. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- González-Granados, R. M. 2010. Efecto de la ingestión de frutos por el cacomixtle *Bassariscus astutus* en el Parque Nacional Malinche, Tlaxcala sobre la germinación de semillas. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- González-Jaramillo, S. I. 2018. Estructura y composición de la comunidad vegetal de dos sitios sujetos a acciones de restauración durante el periodo 2005-2012 en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology*, 9(2):105-115.
- Hernández-Herrerías, L. B. 2011. Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4: 93-110.
- Hortelano-Moncada, Y. y F. A. Cervantes. 2011. Diversity of wild mammals in a megalopolis: Mexico City, Mexico, changing diversity. Pp. 323-356. En: Grillo. O. P. y G. Venora (eds.). *Changing Environment*. InTech, London . Disponible en: [<http://www.intechopen.com/books/changing-diversity-in-changing-environment/diversity-of-wild-mammals-in-a-megalopolis-mexico-citymexico>].
- Hortelano-Moncada, Y., F. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos silvestres. Pp. 277-293. En: Lot A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Horts, P. 1999. La contaminación lumínica. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 7(2): 102-111.
- Jasso-Cerón, F.J. 2019. Monitoreo de reptiles en zonas conservadas, perturbadas por eucaliptos y sujetas a restauración en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Avances de tesis del nivel 4 del taller “Ecología terrestre y manejo de recursos bióticos”. Manuscrito no publicado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Juárez, D., C. Estrada, M. Bustamante, Y. Quintana, J. Moreira y J. E. López. 2006. *Guía ilustrada de pelos para la identificación de mamíferos medianos y mayores de Guatemala*. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.

- Kalies, E. L., B. G. Dickson, C. L. Chambers y W. W. Covington. 2012. Community occupancy responses of small mammals to restoration treatments in ponderosa pine forests, northern Arizona, USA. *Ecological Applications*, 22(1): 204-217.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2: 203-217.
- Krohne, D. T. 2016. *Ecology. Evolution, application, and integration*. Oxford University Press, Nueva York.
- Li, W. C., H. F. Tse y L. Fok. 2016. Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566-567, 333–349.
- Lindig-Cisneros, R., A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, P. Alvarado-Sosa y N. Alejandre-Melena. 2007. Restauración adaptable en la Meseta Purépecha, Michoacán, México: hacia un modelo de estados y transiciones. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80: S25-S31.
- Lindig-Cisneros, R. y J. B. Zedler. 2000. Restoring urban habitats: a comparative study. *Ecological Restoration*, 18(3): 184-192.
- Lot, A., M. Pérez-Escobedo, G. Gil-Alarcón, S. Rodríguez-Palacios y P. Camarena. 2012. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos. 30 aniversario 1983-2013*. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Universidad Nacional Autónoma de México, ICyT.

- MacDonald, D. W., T. P. Moorhouse, J. W. Enk y H. Tattersall. 2002. Mammals. Pp. 389-410, en: Perrow, M. R. y A. J. Davy, A. J. (eds.). *Handbook of ecological restoration. Vol. 1*. Cambridge University Press, Reino Unido.
- MacMahon, J. A. y K. D. Holl. 2001. Ecological restoration: a key to conservation biology's future. Pp. 245–270, en: Soulé M. E. y G. H. Orians (eds.). *Conservation biology: research priorities for the next decade*. Island Press, Washington, D.C.
- Mahan, C. G. y T. J. O'Connell. 2005. Small mammal use of suburban greenways to provide habitat for forest-breeding birds. *Landscape and Urban Planning*, 80: 307-314.
- Maravilla-Romero, M.C. y Z. Cano-Santana. 2009. Riqueza florística, estado de conservación y densidad de eucaliptos en cinco zonas de amortiguamiento un área natural no protegida de Ciudad Universitaria. Pp. 509-521. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Martínez F., A. 2013. El ardillón (*Otospermophilus variegatus*) y sus ectoparásitos en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), UNAM. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience*, 52:883-890.
- McManus, J. J. 1974. *Didelphis virginiana*. *Mammalian Species*, 40: 1-6.
- Merino-Vaquero, F. 2017. Historia ambiental de la Zona Núcleo Sur Oriente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, Cd. Mx., México.

Reporte de Investigación (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Montes-Rodríguez, S.A. 2021. Efecto de borde sobre el tamaño poblacional del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Avances de tesis del nivel 4 del taller “Ecología terrestre y manejo de recursos bióticos”. Manuscrito no publicado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Montesinos-Laffont, A.I. 2003. Efecto de borde sobre los roedores nativos y exóticos de las zonas núcleo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México), con énfasis en *Peromyscus gratus*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Morelos-Rebollar, J. 2019. Respuesta de la comunidad vegetal a la remoción de eucaliptos con fines de restauración en la zona A2 de la Reserva del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Nava-López, M., J. Jujnovsky, R. Salinas-Galicia, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida-Leñero. 2009. Servicios ecosistémicos. Pp. 51-60. En: Lot A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Negrete, A. 1991. Los mamíferos silvestres de la reserva ecológica “El Pedregal”. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

- Negrete, A. y J. Soberón. 1994. Los mamíferos silvestres de la reserva ecológica “El Pedregal”. Pp. 219-228, en: Rojo A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Negrete-González, M. 2020. Caracterización de la estructura trófica de los mamíferos medianos del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México. Tesis de maestría. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Nichols, O. G., y C. D. Grant. 2007. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines—key findings from almost 30 years of monitoring and research. *Restoration Ecology*, 15: S116-S126.
- Nichols, O. G., y F. M. Nichols. 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology*, 11(3): 261-272.
- Ordeñana, M. A., K. R. Crooks, E. E. Boydston, R. N. Fisher, L. M. Lyren, S. Siudyla, C. D. Haas, S. Harris, S. A. Hathawa, G. M. Turschak, A. K. Miles y D. H. Van Vuren. 2010. Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy*, 91(6): 1322-1331.
- Pacheco-Coronel, N. 2010. Estudio piloto de la frecuencia de parásitos en mamíferos ferales y silvestres en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de la UNAM. Tesis de maestría. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Patten, M. A. 1997. Reestablishment of a rodent community in restored desert scrub. *Restoration Ecology*, 5(2): 156–161.
- Peña-Mendoza, M. T. 2016. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de animales importantes en el NE de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en respuesta a acciones de restauración ecológica. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Pimentel-Pérez, J. 2019. Hábitos alimentarios y el efecto sobre la germinación de semillas ingeridas por el cacomixtle (*Bassariscus astutus*), en San Juan Tlacotenco, Tepoztlán, Morelos, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Racey, G. D. y D. J. Euler. 1982. Small mammal and habitat response to shoreline cottage development in central Ontario. *Canadian journal of Zoology*, 60: 865-880.
- Ramírez-Pulido, J., A. Castro-Campillo y A. Salame-Méndez. 2001. Los *Peromyscus* (Rodentia: Muridae) en la colección de mamíferos de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa (UAMI). *Acta Zoológica Mexicana*, 83: 83-114.
- Ramos-Lara, N. y Y. Gómez-Ortiz. 2019. Técnicas de captura y monitoreo de mamíferos terrestres y arborícolas en áreas urbanas. Pp. 127-149. En: Zuria, I. A.M. Olvera Ramírez F. y P. Ramírez (eds.). *Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos*. Fondo Editorial Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

- Ramos-Rendón, A.K. 2010. Evaluación poblacional de mamíferos medianos en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, hacia un programa de control de gatos ferales. Tesis de maestría. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ries, L. y T. D. Sisk. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology*, 85(11):2917-2926.
- Ribeiro, F., J. W. O'Brien, T. Galloway y K. V. Thomas. 2019. Accumulation and fate of nano-and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *Trends in Analytical Chemistry*, 111: 139-147.
- Romero-Almaraz, M., C. Sánchez-Hernández, C. García-Estrada y R. Owen. 2007. *Mamíferos pequeños. Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio*. 2ª. ed. Las Prensas de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rosendo-González, M. 2021. Cambios en la estructura de la comunidad de artrópodos epífitos en respuesta a la remoción de eucaliptos en los pedregales de Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México. Avances de tesis de licenciatura nivel 2. Taller de Ecología terrestre y manejo de recursos bióticos Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX, México.
- Rubalcava-Castillo, F. A., J. Sosa-Ramírez, J. J. Luna-Ruíz, A. G. Valdivia-Flores, V. Díaz-Núñez y L. I. Íñiguez-Dávalos. 2020. Endozoochorous dispersal of forest seeds by carnivorous mammals in Sierra Fría, Aguascalientes, Mexico. *Ecology and Evolution*, 10(6): 2991-3003.

- Rumiz, D. I. 2010. Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. Pp. 55-73. En: Wallace, R.B. (ed.). *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Editorial Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Rzedowski, J. 1994. Vegetación del Pedregal de San Ángel. Pp. 9-62. En: Rojo A. (comp.). *Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: ecología, historia natural, manejo y conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- SAGARPA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 2001. Norma Oficial Mexicana NOM-062-ZOO-1999. México.
- Samudio Marín, N. S. 2017. Variaciones en la estructura y la composición de mamíferos terrestres medianos y grandes como resultado de un proceso de restauración ecológica del bosque seco tropical en San Juan Nepomuceno, Bolívar. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos sitios sujetos a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- San José, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 2013. Vertebrate fauna evaluation after habitat restoration in a reserve within Mexico City. *Ecological Restoration*, 31:1 249-252.

- San José, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, DF, México. *El Canto del Cenzontle*. 1(2): 148-164.
- Sánchez-Cordero, V., F. Botello, J. Flores-Martínez, R. Gómez-Rodríguez, L. Guevara, G. Gutiérrez Granados y A. Rodríguez-Moreno. 2014. Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, suplemento 85: S496-S504.
- Santibáñez-Andrade, G., S. Castillo-Argüero, J. A. Zavala-Hurtado, Y. Martínez y M. Hernández. 2009. La heterogeneidad ambiental en un matorral xerófilo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 85: 71-79.
- Sauvajot, R. M., M. Buechner, D.A. Kamradt y C. M. Shonewald. 1998. Patterns of human disturbance and repose by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosystems*, 2: 279-297.
- Seber, G.A. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. 2ª. edición. Black burn Press, Caldwell, Nueva Jersey.
- Sélem-Salas, C. I., M. C. MacSwiney y S. Hernández. 2011. Aves y mamíferos. Pp. 351-387. En: Bautista F. (ed.). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. 2ª. ed. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. México.

SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencias políticas. En línea: [www.ser.org]. Fecha de consulta: 28 de agosto de 2017.

SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2013a. Portal Oficial de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, México. En línea: <<http://www.repsa.unam.mx/index.php/pedregal-de-san-angel>> Fecha de consulta: 30 de marzo de 2018.

SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2013b. Portal Oficial de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, México. En línea: <<http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivos/caracteristicas/ficha-descriptiva>> Fecha de consulta: 15 de mayo de 2018.

SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2013c. Portal Oficial de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, México. En línea: <<http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivosrepsa/conservacion/acciones-mitigacion/mit-rescate-pedregales>>. Fecha de consulta: 26 de mayo de 2018.

Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 104(1-4): 45-64.

- Stone, E. R. 2007. Measuring impacts of restoration on small mammals in a mixed-grass Colorado Prairie. *Ecological Restoration*, 25(3): 183-190.
- Suzán, G. y G. Ceballos. 2005. The role of feral mammals on wildlife infectious disease prevalence in two nature reserves within Mexico City limits. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 36(3): 479-484.
- Takahashi, S., H. Mukai, S. Tanabe, K. Sakayama, T. Miyazaki y H. Masuno. 1999. Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. *Environmental Pollution*, 106(2): 213–218.
- Torres-Sánchez, U. y G. Villalobos-Contreras. 2019. Diez años de responsabilidad social universitaria con la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Pp. 285-297. En: Hirsch A., A. y J. Pérez-Castro (coord.). *Ética profesional y responsabilidad social universitaria: experiencias institucionales*. Instituto de Investigaciones sobre la Universidad y la Educación, Universidad Nacional Autónoma de México, México. En línea: <<http://www.iisue.unam.mx/publicaciones/>> Fecha de consulta: 26 de junio de 2020.
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 1983. Beneficia a la zona sur del Distrito Federal la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria. En: Rojo, A. (comp.), *Reserva ecológica “El pedregal” de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se rezonifica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM* 3813: 14-15, 23-23.

- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2019. Cuidará la Facultad de Ciencias cinco pedregales de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Boletín UNAM, DGCS-446. Disponible en: <https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2019_446.html>
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47(4): 893-901.
- Vaughan, T. A., J. Ryan y N. J. Czaplewski. 2015. *Mammalogy*. Jones & Bartlett Learning, Burlington, Massachusetts.
- Villa, R. y F. Cervantes. 2003. *Los mamíferos de México*. Grupo Editorial Iberoamérica, México.
- 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 Ecológica del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Willson, M. F. 1993. Mammals as seed-dispersal mutualists in North America. *Oikos*, 67:159-176.
- White, G. C., D.R. Anderson, K. P. Burnham y D.L. Otis. 1982. *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Álamos National Laboratory, Los Álamos, Nuevo Mexico.

Zambrano, L., S. Rodríguez-Palacios, M. Pérez-Escobedo, G. Gil-Alarcón, P. Camarena y A. Lot. 2016. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Zambrano, L., Z. Cano-Santana y A. Castillo. 2018. Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria. Proyecto PAPIIT-UNAM IV200117. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5 ed. Pearson, Upper Saddle River, Nueva Jersey.

APÉNDICE I

Medidas corporales, sexo y edad de los ejemplares de roedores capturados

Tabla A1.1. Medidas corporales de los ejemplares de *Peromyscus gratus* ($n=119$) capturados en los ocho sitios en dos temporadas. LT: longitud total, LC: longitud de la cola, LP: longitud de la pata, LO: longitud de la oreja; en mm; P: peso en g. Promedio de las medidas con la desviación estándar ($\bar{x} \pm$ d.e.) y el intervalo de las medidas en mm.

Medida	$\bar{x} \pm$ d.e.	Intervalo
LT	180.37 \pm 19.71	72-222
LC	98.54 \pm 10.97	63-122
LP	24.64 \pm 2.97	18-32
LO	22.74 \pm 3.31	15-33
P	25.08 \pm 4.65	15-39

Tabla A1.2. Medidas corporales de *Peromyscus melanophrys* ($n=2$), uno capturado en el periodo de febrero-mayo de 2018 en A8 y otro en el periodo de julio-noviembre de 2018 en A2. LT: longitud total, LC: longitud de la cola, LP: longitud de la pata, LO: longitud de la oreja; en mm; P: peso en g. Promedio de las medidas con la desviación estándar ($\bar{x} \pm$ d.e.) y el intervalo de las medidas en mm.

Medida	$\bar{x} \pm$ d.e.	Intervalo
LT	241.5 \pm 9.19	235-248
LC	136.5 \pm 14.85	126-150
LP	25	25
LO	25 \pm 2.38	23-27
P	40.05 \pm 4.31	37-43.5

Tabla A1.3. Medidas corporales del ejemplar de *Mus musculus* ($n=1$) capturado en la ZCR4 en el periodo de julio-noviembre de 2018. LT: longitud total, LC: longitud de la cola, LP: longitud de la pata, LO: longitud de la oreja; en mm; P: peso en g.

Medida	Valor
LT	134
LC	76
LP	16
LO	2
P	10

Tabla A1.4. Número (n), porcentaje (%) y total de machos y hembras de todos los ejemplares de *Peromyscus gratus* (n=47) capturados de julio a noviembre del 2018.

Sitio	Machos (n)	Hembras (n)	Machos (%)	Hembras (%)	Total
ZCR1	3	3	50	50	6
ZCR2	2	4	34	66	6
ZCR3	2	4	34	66	6
ZCR4	0	2	0	100	2
A11	4	1	80	20	5
A8	5	1	83	17	6
SO	1	1	50	50	2
A2	6	8	43	57	14
Total	23	24	49	51	47

Tabla A1.5. Número (n) de juveniles y adultos, porcentaje (%) y total de ejemplares de *Peromyscus gratus* (n=47), capturados de febrero a noviembre del 2018.

Sitio	Juveniles (n)	Adultos (n)	Juveniles (%)	Adultos (%)	Total
ZCR1	0	6	0	100	6
ZCR2	1	5	17	83	6
ZCR3	1	5	17	83	6
ZCR4	0	2	0	100	2
A11	0	5	0	100	5
A8	0	6	0	100	6
SO	0	2	0	100	2
A2	1	13	7	93	14
Total	3	44	7	93	47

Tabla A1.6. Número (n), porcentaje (%) y total de ejemplares en cada etapa reproductiva de *Peromyscus gratus* (n=24) capturados de febrero a noviembre del 2018.

Sitio	Hembras gestantes o lactantes (n)	Hembras no reproductivas (n)	Hembras gestantes o lactantes (%)	Hembras no reproductivas (%)	Total
ZCR1	0	3	0	100	3
ZCR2	2	2	50	50	4
ZCR3	1	3	25	75	4
ZCR4	2	0	100	0	2
A11	0	1	0	100	1
A8	0	1	100	0	1
SO	0	1	0	100	1
A2	6	2	75	25	8
Total	11	13	46	54	24

APÉNDICE II

Densidad de pastillas fecales de *Sylvilagus floridanus*

Tabla A2.1. Densidad de pastillas fecales del muestreo 1 (febrero a mayo de 2018) y muestreo 2 (septiembre de 2018 a enero de 2019).

Sitio	No. de pastillas/m ²	Fecha
Muestreo 1		
ZCR1	4.72	Febrero 2018
ZCR2	24.48	Abril 2018
ZCR3	4.16	Marzo 2018
ZCR4	0	Mayo 2018
A11	0	Febrero 2018
A8	25.92	Febrero 2018
SO	5.28	Marzo 2018
A2	0	Abril 2018
Muestreo 2		
ZCR1	0.32	Septiembre 2018
ZCR2	21.92	Enero 2019
ZCR3	1.92	Enero 2019
ZCR4	0	Diciembre 2018
A11	0	Septiembre 2018
A8	4.8	Octubre 2018
SO	5.84	Octubre 2018
A2	0	Diciembre 2018

APÉNDICE III

Tabla A3.1. Datos para calcular los índices de correlación de Spearman. Clasificación de los sitios con base a características de los sitios (cualitativo, a excepción del área). Índice del 1 al 8 donde el 1 es el sitio con menor rugosidad (R; plano), diversidad vegetal nativa aparente baja (DVNA), mayor nivel de perturbación humana (NPH) y menor área en ha (A).

Sitio	R	DVNA	NPH	A
ZCR1	3.5	6.5	4	7
ZCR2	5	8	8	7
ZCR3	3.5	6.5	7	4.5
ZCR4	6	5	5	1
A11	8	3	2.5	7
A8	1.5	2	1	3
SO	7	1	6	4.5
A2	1.5	4	2.5	2

Tabla A3.2. Datos utilizados para calcular los índices de correlación de Spearman. Clasificación de los sitios con base a datos obtenidos. Índice del 1 al 8 donde el 1 es el sitio con menor número (n) y densidad (D) de especies nativas y mayor número de especies exóticas.

Sitio	Especies nativas (n)	Especies exóticas (n)	<i>P. gratus</i> en secas (D)	<i>P. gratus</i> en lluvias (D)	<i>Sylvilagus floridanus</i> primer muestreo (D)	<i>Sylvilagus floridanus</i> segundo muestreo (D)
ZCR1	2	8	8	6	5	4
ZCR2	7	1.5	2	3	7	8
ZCR3	4	5	5	5	4	5
ZCR4	4	5	7	2	2	2
A11	1	5	4	4	2	2
A8	7	5	3	7	8	6
SO	4	5	1	1	6	7
A2	7	1.5	6	8	2	2

APÉNDICE IV

Registro de gatos en la Zona Núcleo Poniente de la REPSA durante los muestreos

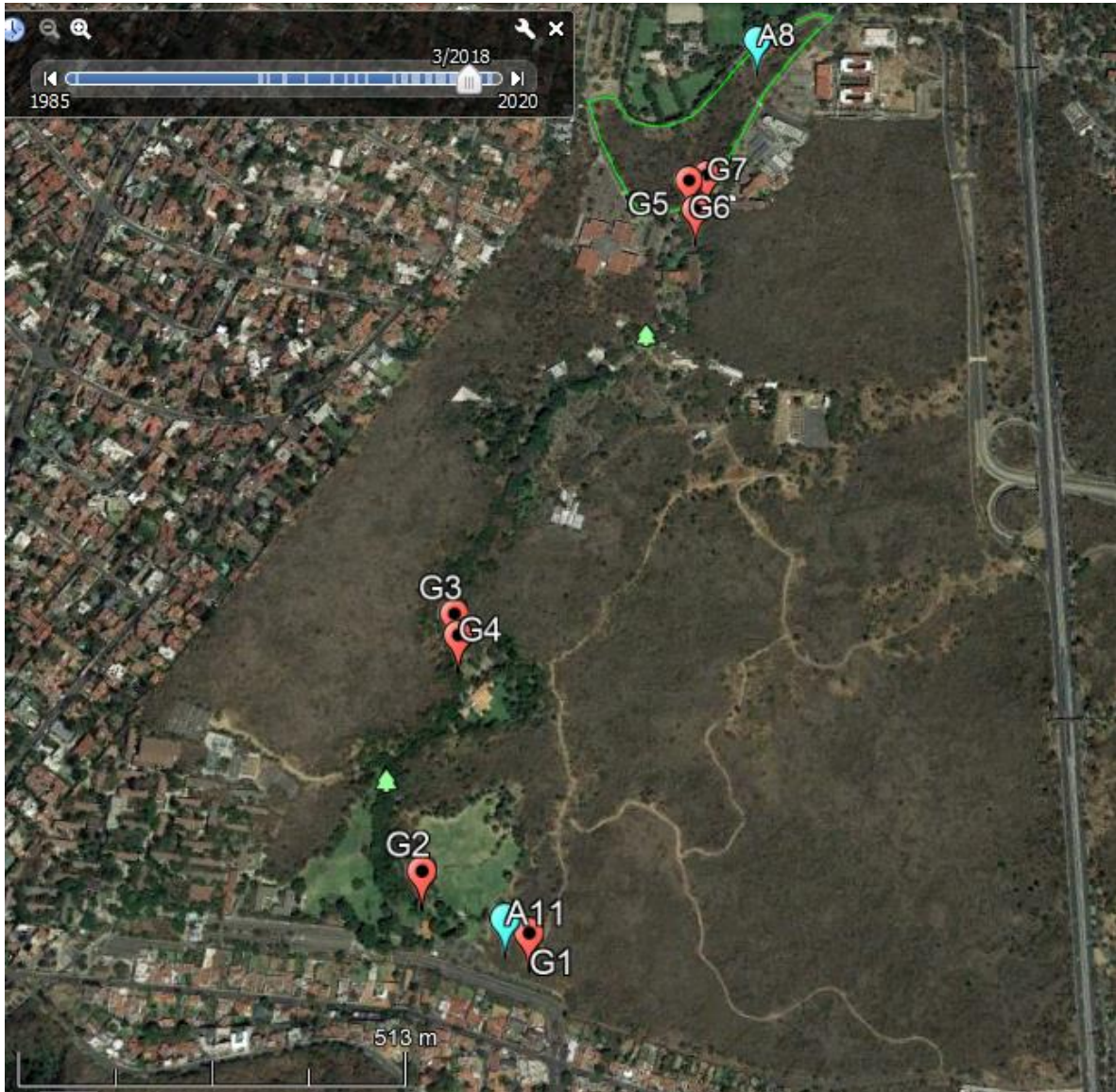


Figura A4.1. Ubicación (Google Earth) de los gatos registrados (globos rojos), sitios A11 y A8 (globos azules) en la Zona Núcleo Poniente. Datos de febrero y marzo 2018.