



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Ciencias Naturales

DIVERSIDAD DE ROEDORES EN REMANENTES DE VEGETACIÓN

NATIVA DEL SUROESTE DE QUERÉTARO, MÉXICO

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS – RECURSOS BIÓTICOS

Presenta

Biól. DIANA FABIOLA ZAMORA BÁRCENAS

Director

Dr. Carlos Alberto López González



Universidad Autónoma de Querétaro
 Facultad de Ciencias Naturales
 Maestría en Recursos Bióticos

**DIVERSIDAD DE ROEDORES EN REMANENTES DE VEGETACIÓN NATIVA
 DEL SUROESTE DE QUERÉTARO, MÉXICO**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Maestra en Ciencias – Recursos Bióticos

Presenta:


Biól. Diana Fabiola Zamora Bárcenas

Dirigido por:

Dr. Carlos Alberto López González

SINODALES

Dr. Carlos Alberto López González
 Presidente


 Firma

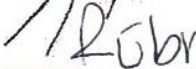
M. en C. Helí Coronel Arellano
 Secretario


 Firma

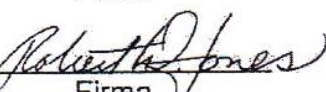
Dr. Luis G. Hernández Sandoval
 Vocal

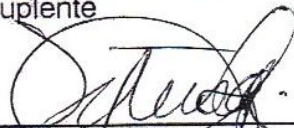

 Firma


Dr. Gerardo Sánchez Rojas
 Suplente


 Rubrica
 Firma

Dr. Robert Wallace Jones
 Suplente


 Firma


 Dra. Teresa García Gasca
 Director de la Facultad de Ciencias
 Naturales


 Dr. Irineo Torres Pacheco
 Director de Investigación y Posgrado

RESUMEN

Las actividades humanas han contribuido en gran medida en la pérdida de hábitats naturales reduciendo su extensión a fragmentos, lo que lleva a la disminución de la diversidad biológica del lugar, afectando los procesos ecológicos del sistema. Evaluar la biodiversidad que albergan estos espacios es de sumo interés, dada la creciente tendencia de expansión de las ciudades y la amenaza a la vida silvestre que esto conlleva. En este trabajo se tomaron como caso de estudio los fragmentos de vegetación ubicados en la periferia de la Ciudad de Santiago de Querétaro, y se evaluó la diversidad de los pequeños roedores que habitan en ellos. Se eligieron cuatro sitios: a) Parque Nacional El Cimatario (PANEC), b) Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito (MJH-P), c) Zibatá, y d) Mompaní. Los valores de diversidad se calcularon con el método del número efectivo de especies, y se realizó un análisis multiescalar de la diversidad para identificar los niveles espaciales que más influyen en la diversidad. Con un esfuerzo de muestreo de 2,922 noches-trampa, se registraron un total de 14 especies, representados en cinco géneros y dos familias, además del registro de la especie exótica *Mus musculus* (Muridae). El fragmento más diverso fue PANEC (${}^1D = 8.13$), y el menos diverso fue MJH-P (${}^1D = 5.54$). El análisis multiescalar de la diversidad determinó que la diversidad beta entre transectos es el factor espacial más influyente en la diversidad de roedores; es decir, a nivel de microhábitat. Los sitios Mompaní, Zibatá y PANEC, fueron similares en riqueza, abundancia y diversidad de especies. El conjunto de estos resultados indican que, a pesar de la cercanía inmediata de los fragmentos con la mancha urbana, la región posee una alta diversidad de pequeños roedores silvestres. El escaso registro de individuos del ratón doméstico, y en general de roedores exóticos, es un indicio de la salud ecológica de los fragmentos de vegetación estudiados. También se demostró que el tamaño de los fragmentos no está necesariamente relacionado con la riqueza y/o diversidad de especies, ya que el sitio de menor tamaño (Mompaní), aportó la misma diversidad que los sitios más grandes. Con este estudio se resalta la importancia de dirigir esfuerzos de conservación a las áreas naturales que aún persisten alrededor de los asentamientos humanos, con el fin de mantener y restaurar el equilibrio de los ecosistemas y que éstos sigan proveyendo los servicios ambientales necesarios para una salud pública ambiental satisfactoria.

Palabras Clave: roedores, pequeños mamíferos, diversidad, Querétaro, áreas naturales, riqueza específica.

ABSTRACT

Human activities have greatly contributed to the loss of natural ecosystems by fragmentation of the landscape, which leads to decreased biodiversity of the place, affecting the ecological processes of the system. Assessing biodiversity harboring these natural areas is of great interest, given the growing trend of expansion of cities and the threat to wildlife. Therefore, it is taken as a case study the city of Santiago de Querétaro, with the aim to assess the diversity of small rodents that live in fragments of native vegetation around the urban area. Rodents play an important role in the ecosystem, so that have been identified as biological indicators and even as a tool for the design of protected areas. Four sites were chosen: a) Parque Nacional El Cimatario (PANEK), b) Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito (MJH-P), c) Zibatá, d) Mompaní. Diversity values were calculated with the method of the effective number of species and multiscale analysis was performed to identify the diversity space-time factors that influence diversity. With a sampling effort of 2,922 trap nights, there were a total of 13 species, represented by three genera and five families, with an alien species recorded (*Mus musculus*). The most diverse fragment was PANEK (1D = 8.13), and the least diverse was MJH -P (1D = 5.54). The multiscale analysis of diversity, determined that beta diversity between transects is the most influential factor spatial diversity of rodents. This is explained by the wide variety of microhabitats that can be found in one place, which result from the combination of different types of vegetation. The Mompaní, Zibatá and PANEK, sites were similar in richness, abundance and diversity of species. Taken together, these results indicate that despite the immediate vicinity of the fragments with the urban area, the region has a high diversity of species of small rodent, native. The low register of invasive species shows a biological system that still houses its representative but vulnerable to the harmful effects of human activities wildlife. It was also shown that the size of the fragments is not necessarily related to the richness and / or diversity of species, since the smaller site (Mompaní) provided the same diversity than larger sites. In this study the importance of targeting conservation efforts to natural areas that remain near human settlements, in order to maintain and restore the balance of ecosystems and that they continue providing environmental services necessary for public health emphasizes environmental satisfactory.

Keywords: rodents, small mammals, diversity, Querétaro, natural areas, species richness.

DEDICATORIAS

A mis padres y hermanos, nunca habrá apoyo más incondicional que el que puedo recibir de ustedes. Entre muchas cosas, porque nunca recibí un 'no' cuando se trató de acompañarme a campo... Y sin su apoyo, este logro hubiera sido casi imposible.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la beca otorgada y a la Maestría en Recursos Bióticos de la Facultad de Ciencias Naturales de la UAQ, por permitirme ser parte de este posgrado.

A mis sinodales, M. en C. Helí Coronel Arellano, Dr. Luis Hernández Sandoval, Dr. Robert Jones, y Dr. Gerardo Sánchez-Rojas; y director de tesis, Dr. Carlos López González por el tiempo invertido en la revisión de esta tesis.

A mis profesores y compañeros de maestría, tanto de la UAQ, UNAM e INECOL.

A Helí Coronel Arellano, porque sin duda alguna, sin su apoyo esto no tendría pies ni cabeza. Gracias por las charlas reveladoras y por darme consejos que tú no sigues. ☺

Al personal de Zibatá, PANEK, Patronato de Rescate, Conservación del Cauce y del Entorno del Río El Pueblito y comunidad ejidal de Mompaní, por su amabilidad y las facilidades otorgadas para el trabajo de campo.

A todas las personas que me ofrecieron su tiempo para ayudarme en el trabajo de campo. En especial a mi familia, que siempre estuvo para brindarme su apoyo. A Alberto Astiazaran, Eugenia Espinosa, Fernanda Cruz, y Helí Coronel... Muchísimas gracias por su invaluable ayuda en campo, de verdad lo aprecio mucho, gracias por acompañarme a pesar de las desmañadas, cansancio, calor, frío, hambre, lluvia... Sin duda fueron una parte fundamental para sacar el trabajo de campo de esta tesis. ¿Y por qué no? A mi mejor amigo de cuatro patas, que me cuidó en tantas salidas donde conté sólo con su compañía.

A todos los demás que, aunque fueron pocas las ocasiones en que pudieron apoyarme con el trabajo de campo, igual fue muy valiosa su ayuda. Gracias, de verdad.

Al Dr. Alberto González-Romero, por el préstamo de material de campo, gracias por su invaluable apoyo.

A las personas que a lo largo de este tiempo, me brindaron siempre su cariño y su apoyo incondicional, ya sea a través de palabras de aliento o sólo con una sonrisa sincera. No hace falta mencionar sus nombres, ustedes saben lo importante que son para mí. Agradezco mucho su constante motivación para alentarme a cerrar esta etapa.

A Luis Escobedo, por todo tu cariño y ánimos, las risas y momentos alegres del día a día. Eres el claro ejemplo del poder que tiene una sonrisa para iluminar el día más gris. Gracias por hacer la diferencia.

A mis revisores "anónimos", gracias por hacer a un lado la demandante carga de trabajo y ayudarme a mejorar este escrito. ¡Los quiero!

AGRADECIMIENTOS.....	6
ÍNDICE DE FIGURAS.....	8
ÍNDICE DE CUADROS.....	9
1. INTRODUCCIÓN.....	10
2. OBJETIVOS.....	13
2.1 General.....	13
2.2 Particulares:.....	13
3. MÉTODOS.....	14
3.1 Área De Estudio	14
3.1.1 Generalidades	14
3.1.2 Sitios de muestreo	19
3.2 Muestreo	27
3.3 Análisis De Datos	29
4. RESULTADOS.....	36
4.1 Composición taxonómica, afinidad biogeográfica y gremios alimenticios	37
4.2 Riqueza, abundancia y diversidad: estructura de las comunidades de roedores. ...	37
4.3 Análisis del componente beta de la diversidad	42
4.4 Relación de la diversidad de los pequeños roedores con los tipos de vegetación y atributos medioambientales.....	44
5. DISCUSIÓN.....	50
5.1 Inventario de especies.....	50
5.2 Riqueza, abundancia y diversidad: estructura de las comunidades de roedores ...	51
5.3 Análisis del componente beta de la diversidad	53
5.4 Descripción de la diversidad de los pequeños roedores en relación con la vegetación y los atributos medioambientales	54
5.5 Consideraciones finales	56
6. CONCLUSIONES	58
7. LITERATURA CITADA.....	59

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los sitios alrededor de la mancha urbana al sur de la entidad de Querétaro, que se muestrearon de noviembre a diciembre del 2012: a, Parque Nacional El Cimatario; b, Microcuenca Joaquín-Herrera; c, Zibatá; d, Mompaní.	14
Figura 2. Temperatura y precipitación media mensuales en el Valle de Querétaro registrados de 1981 a 2010. Fuente: INEGI (estación meteorológica 22027).....	15
Figura 3. Algunos de los sitios de muestreo en el Parque Nacional El Cimatario.....	21
Figura 4. Algunos sitios de muestreo en el Río El Pueblito y áreas adyacentes al cauce del río, en la Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito.	23
Figura 5. Algunos sitios de muestreo en Mompaní. Se aprecian las diferentes condiciones de cobertura del suelo y de la vegetación.....	25
Figura 6. Algunos de los sitios de muestreo donde se colocaron trampas Sherman en Zibatá.	27
Figura 7. Análisis de rarefacción de la riqueza de especies de pequeños roedores (\pm d.e) basada en muestras-abundancia, entre los sitios de muestreo alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro.	40
Figura 8. Curvas de rango-abundancia para las especies de pequeños roedores de los sitios muestreados. PANEC= Parque Nacional El Cimatario, MJHP= Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito, Bata= <i>Baiomys taylori</i> , Lirr= <i>Liomys irroratus</i> , Mmus= <i>Mus musculus</i> , Nleu= <i>Neotoma leucodon</i> , Nmex= <i>N. mexicana</i> , Pdif= <i>Peromyscus difficilis</i> , Pgra= <i>P. gratus</i> , Plev= <i>P. levipes</i> , Pman= <i>P. maniculatus</i> , Pmel= <i>P. melanophrys</i> , Ppec= <i>P. pectoralis</i> , Psp1= <i>P. sp1</i> , Psp2= <i>P. sp2</i> , Rful= <i>Reithrodontomys fulvescens</i>	41
Figura 9. Diversidad de primero (1D) y segundo orden (2D) de pequeños roedores en los cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro. Las barras de error corresponden a los intervalos de confianza de 95%. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).....	42
Figura 10. Análisis de similitud de la riqueza de pequeños roedores en cuatro fragmentos de vegetación con el índice de Jaccard PANEC = Parque Nacional El Cimatario, MJHP = Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito.....	43
Figura 11. Diversidad D^1 de pequeños roedores entre hábitats en los cuatro sitios de estudio. as barras de error señalan los intervalos de confianza del 95%. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).....	45
Figura 12. Diversidad D^1 de pequeños roedores entre hábitats para toda el área de estudio. Las barras de error corresponden a los intervalos de confianza del 95%. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).....	46
Figura 14. Riqueza y abundancia de especies para las temporadas de muestreo secas (barra roja) y lluvias (barra azul) en los cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro.	47
Figura 15. Diversidad ($D1$) de pequeños roedores en las temporadas de muestreo secas (barra roja) y lluvias (barra azul) en los cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).	48
Figura 16. Correlación de Pearson de la Diversidad $D1$ y la temperatura promedio ($r = -0.59$; $p = 0.01$), la precipitación media ($r = -0.49$; $p = 0.03$), y la humedad relativa ($r = -0.49$; $p = 0.01$).	49

ÍNDICE DE CUADROS

1. Variables climáticas y diversidad de roedores durante los muestreos.	34
2. Relación del esfuerzo de muestreo (noches/trampa) y el éxito de captura en cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro de noviembre del 2012 a julio del 2013.	36
3. . Especies de pequeños roedores registrados en cuatro sitios alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro de noviembre del 2012 a julio del 2013.	38
4. Relación de la riqueza observada y esperada, eficiencia del muestreo para cada uno de los sitios de estudio y para la región de los alrededores de la Ciudad de Santiago de Querétaro (diversidad gama), durante el periodo de muestreo. Se muestran los valores de la prueba de X^2 . No se observaron diferencias significativas ($p>0.05$) para ninguno de los casos. Se resaltan los valores mínimos y máximos de la eficiencia de muestreo.	39
5. Componentes del análisis de partición espacial de la diversidad de comunidades de roedores entre los transectos y los fragmentos alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro.* Valor de $p<0.05$	44

1. INTRODUCCIÓN

Las zonas urbanas actualmente experimentan una dinámica de crecimiento acelerado tanto espacial como demográfico, lo cual significa una constante amenaza a los recursos naturales de la región y a la vida silvestre en sí. Esto genera todo tipo de conflictos ambientales, principalmente por las modificaciones que se dan en los ecosistemas por la pérdida de la cubierta vegetal, ya que las áreas naturales se ven transformadas casi en su totalidad a ambientes urbanos o rurales para proveer a la sociedad los servicios que ésta requiere (Tabarelli y Gascon, 2005).

La pérdida de hábitat natural provocada por el establecimiento de asentamientos humanos, es considerada una de las principales causas de pérdida de la diversidad a nivel mundial. En el mejor de los casos, las áreas naturales que permanecen en la periferia de las zonas urbanas, sólo se ven representadas por remanentes o fragmentos de la vegetación original o en algún estado de sucesión y aislados entre sí (Marull y Mallarach 2002).

Tradicionalmente, los esfuerzos de conservación de la vida silvestre se han enfocado en grandes extensiones de áreas naturales por la importante relación que guarda el tamaño del hábitat con la diversidad de especies que pueden albergar (Lomolino, 2000). Sin embargo, recientemente ha surgido el interés por conocer la biodiversidad que albergan los hábitats de tamaño reducido, y aún más, por aquellas áreas naturales que permanecen en la periferia de las zonas urbanas y la importancia que tienen estos sitios para el mantenimiento de la diversidad de la región. Contrario a lo que pudiera esperarse, en estos lugares se ha encontrado que poseen una alta riqueza de especies; y en ocasiones, llegan a representar un importante porcentaje de las especies de la región (Bodin *et al.*, 2006; Pineda-López *et al.*, 2010). Los mosaicos de hábitat que se han generado como resultado de la perturbación a un nivel moderado, diversifican los ambientes naturales, por lo que ofrecen una amplia variedad de recursos, lo que resulta en estos altos niveles de diversidad de especies.

La Ciudad de Santiago de Querétaro, capital del Estado de Querétaro, es un claro ejemplo del tipo de ciudad que crece espacial y demográficamente a una tasa acelerada. Esta mancha urbana se encuentra en constante crecimiento desde la década de 1970, y actualmente cuenta con una tasa de crecimiento medio anual de 2.9%, la cual se considera una de las más altas de México, ya que rebasa la media anual de 1.9% a nivel nacional (PNUMA–SEDESU–CONCYTEQ, 2008). La gran cantidad de complejos residenciales e industriales que se han ido estableciendo en la periferia, han invadido los reducidos espacios naturales en los alrededores de la Ciudad, e incluso han reducido las zonas agrícolas. Tal crecimiento, la ha llevado a rebasar las fronteras con los municipios conurbados de Corregidora, Huimilpan y El Marques, para conformar una sola mancha urbana.

A pesar de la alta tasa de crecimiento de la mancha urbana donde se ubica la Ciudad de Santiago de Querétaro, aún existen espacios naturales en los alrededores de esta ciudad y algunos de ellos se encuentran bajo decreto de áreas naturales protegidas, tales como El Tángano, el Parque Nacional El Cimatario (PANEC) y el Batán. Aunque se ha reconocido la necesidad e importancia de designar un mayor número de áreas naturales para la protección y conservación de la vida silvestre en la región, actualmente es muy poca la información sobre la diversidad biológica que albergan los espacios naturales alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro. De tal manera que, dado el ritmo acelerado al cual la ciudad continúa creciendo, es necesaria la gestión de acciones adecuadas para la protección de estos espacios naturales (Pineda-López *et al.*, 2010).

Como herramienta para obtener un panorama del estado de conservación de los espacios naturales, se ha recomendado el monitoreo de la fauna silvestre del lugar (Loucks *et al.*, 1985; García-Estrada *et al.*, 2002; Brosi *et al.*, 2005; Lantschner y Rusch, 2007; Montiel *et al.*, 2008), con el fin de evaluar la riqueza de especies, la estructura y organización de las comunidades y conocer la dinámica de éstas. Dentro del grupo de vertebrados, las aves, anfibios, y pequeños mamíferos, suelen ser el caso de estudio para este tipo de investigaciones, ya que

desempeñan un papel importante en los ecosistemas que habitan (Hafner *et al.*, 1998; Avenant, 2000; Umetsu y Pardini, 2007).

En el caso particular de los pequeños roedores, su importancia radica en el papel que juegan como dispersores de semillas (Paine y Beck, 2007, Cole, 2009), el establecimiento de plántulas (LoGiudice y Ostfeld, 2002; Paine y Beck, 2007; Cole, 2009), como consumidores primarios (Paine y Beck, 2007; Cole, 2009) y como presas (Anderson y Erlinge, 1977; Aragón, *et al.*, 2002; Mukherjee *et al.*, 2006). Los pequeños roedores poseen estrechas asociaciones con las especies vegetales del lugar que habitan y tienen una fuerte influencia sobre los ecosistemas terrestres debido a su abundancia y diversidad (Hafner *et al.*, 1998). Avenant y Cavallini (2007), señalan que fluctuaciones en la riqueza, abundancia y en la estructura de comunidades de roedores, se encuentran estrechamente relacionados a alteraciones en su hábitat, por lo que también se han llegado a proponer como herramienta para el diseño de áreas naturales protegidas.

Dada la importancia biológica de los pequeños roedores y la carente información sobre este grupo en el Estado de Querétaro, en este trabajo se buscó evaluar la diversidad de este grupo de vertebrados en cuatro áreas naturales periurbanas en el suroeste de la entidad, con el fin de evaluar el estado de conservación de estos espacios, proporcionando información básica de este grupo de mamíferos y complementando la ya existente en la región.

Como hipótesis a evaluar, se espera que los valores de riqueza y abundancia de roedores sean mayores en los fragmentos de mayor tamaño, que en los fragmentos más chicos; asimismo, estos valores de las características de la comunidad de roedores serán más altos en hábitats con presencia de vegetación nativa y mayor cobertura vegetal.

2. OBJETIVOS

2.1 General

- Evaluar la diversidad y estructura de las comunidades de pequeños roedores en remanentes de vegetación de diferentes tamaños y bajo diferente manejo en los alrededores de la ciudad de Santiago de Querétaro.

2.2 Particulares:

- Analizar la riqueza (diversidad alfa) de pequeños roedores presente en cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro, y la similitud de especies entre ellos (diversidad beta).
- Realizar un inventario de las especies de pequeños roedores presentes en fragmentos de vegetación de los alrededores de la Ciudad de Santiago de Querétaro (diversidad gama).
- Estimar la abundancia relativa de las especies de pequeños roedores y evaluar la estructura de las comunidades de roedores en cada fragmento de estudio.
- Evaluar la relación entre la diversidad de roedores con los tipos de vegetación y su grado de perturbación, así como con la precipitación, temperatura y humedad relativa.

3. MÉTODOS

3.1 Área De Estudio

3.1.1 Generalidades

El estudio se llevó a cabo en fragmentos de vegetación que se ubican alrededor de una mancha urbana en el suroeste del Estado de Querétaro (Figura 1). El centro de esta mancha urbana, la Ciudad de Santiago de Querétaro, se localiza a 221 kilómetros de la Ciudad de México y se ubica geográficamente entre los 20°35'15" latitud norte y 100°23'34" latitud oeste, con una altitud promedio de 1820 msnm.

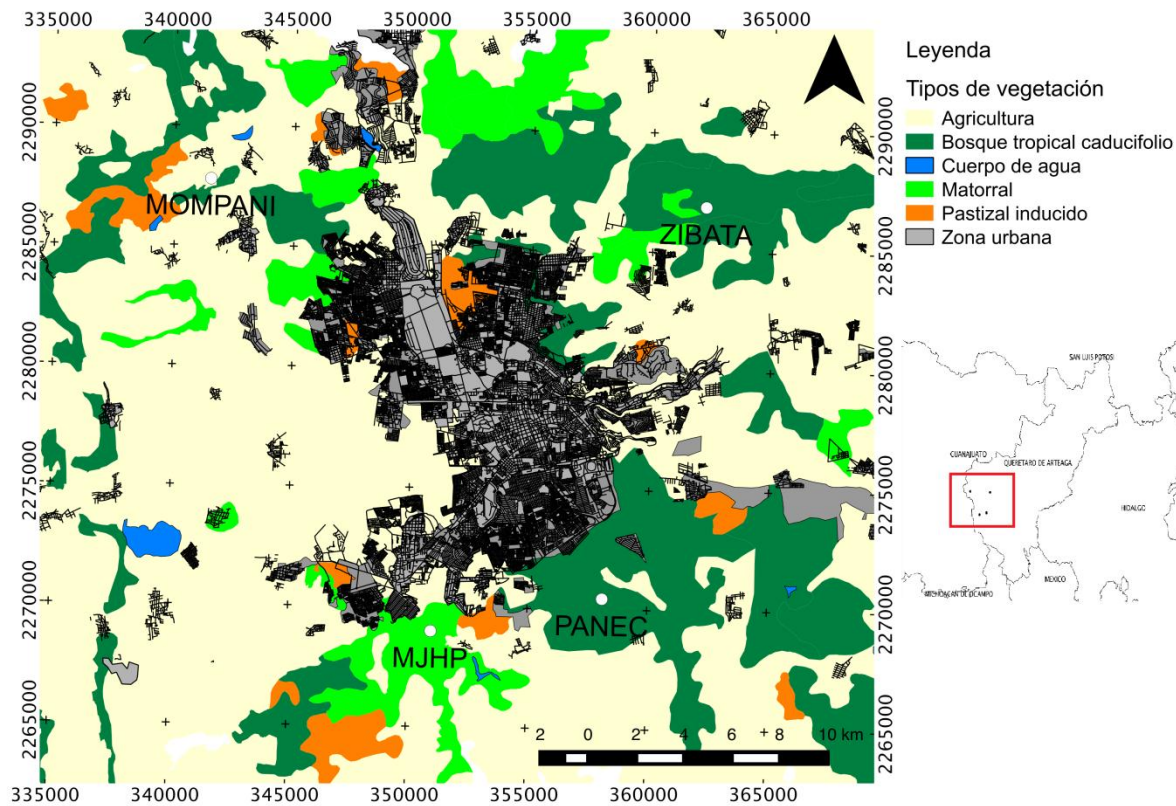


Figura 1. Ubicación de los sitios alrededor de la mancha urbana al sur de la entidad de Querétaro, que se muestrearon de noviembre a diciembre del 2012: a, Parque Nacional El Cimatario; b, Microcuenca Joaquín-Herrera; c, Zibatá; d, Mompaní.

Clima

El clima en la región del valle de Querétaro, donde se ubica la ciudad capital del estado, es de semiseco a semicálido con lluvia en verano, BS1hw(w) según la clasificación de Koppen modificada por García. Las zonas montañosas, mesetas y lomeríos de la Sierra Madre y el Eje Neovolcánico que rodean la región, son uno de los principales factores que propician este tipo de climas secos a semisecos en la región, ya que limitan la entrada de aire húmedo que proviene del Golfo de México y de la Mesa Central (CONCYTEQ-CQRN. 2002).

La temperatura y precipitación que reporta INEGI en el período de 1981 a 2010 (Figura 2), señala una temperatura media anual de 18.8 °C, con un rango que va de los 10.3 °C a los 27.4 °C. La temporada de lluvias abarca los meses de mayo a octubre, con una precipitación promedio de 551.7 mm. El mes más caluroso corresponde al mes de mayo, y el más lluvioso al mes de agosto, con una media mensual de 22.3 °C y 115.6 mm, respectivamente.

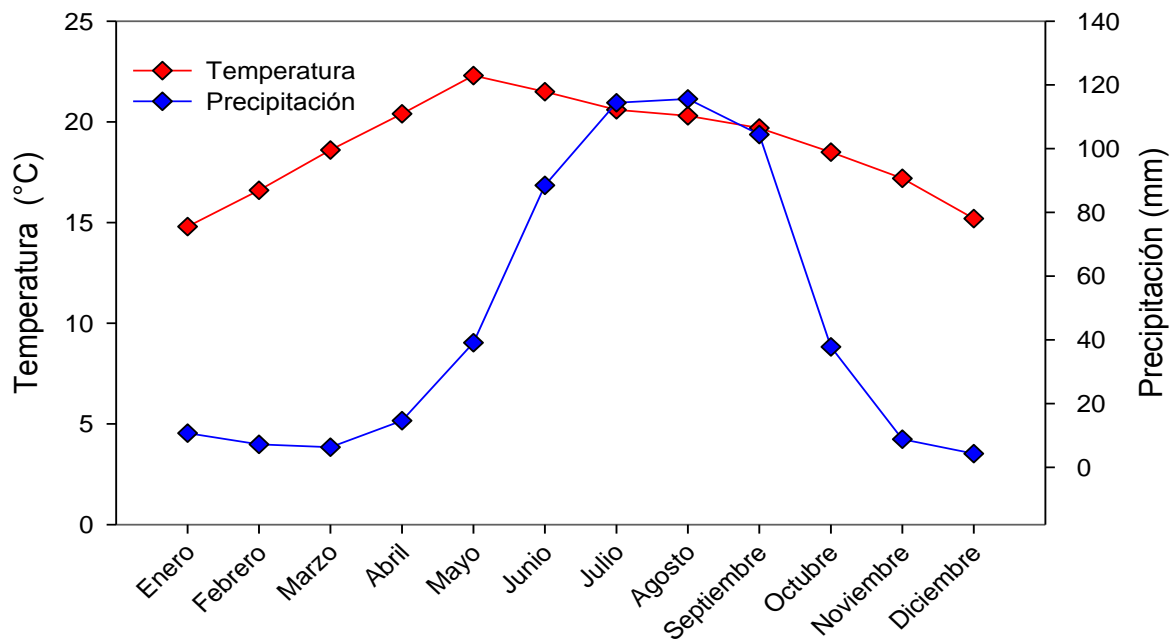


Figura 2. Temperatura y precipitación media mensuales en el Valle de Querétaro registrados de 1981 a 2010. Fuente: INEGI (estación meteorológica 22027).

Fisiografía, relieve y suelos.

El área de estudio se posiciona en dos provincias fisiográficas, el Eje Neovolcánico y el Altiplano Mexicano (Rzedowski, 2006). Asimismo, se encuentra dentro de la subprovincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (Cervantes-Zamora *et al.*, 1990). La provincia del Eje Neovolcánico es un sistema montañoso discontinuo e incluye montañas con altitudes que van de los 4,000 a los 5,600 msnm, con valles intermontanos con elevaciones cercanas a los 2,000 msnm. El Altiplano Mexicano se conforma de planicies con altitudes de 1,000 a 1,500 msnm, con una alta presencia de serranías ininterrumpidas cercanas a los 2,000 metros de altitud que en algunos casos son superados. La ubicación continua de estas dos provincias le dan sus características a la subprovincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo, la cual se comprende de llanos saturados de aluviales o lacustres del período Cuaternario (2,600 Ma), segmentados por sierras volcánicas de laderas suaves asociados con lomeríos formados por pequeños volcanes y derrames de lava (CONCYTEQ-CQRN, 2002).

En la región de estudio, se pueden observar contrastes entre los cerros y mesetas situados entre los 2,000 y los 3,000 msnm (al oriente del municipio de El Marqués), y los valles que se ubican entre 1,800 y 1,900 metros de altitud (al poniente de la ciudad de Santiago de Querétaro) (CONCYTEQ-CQRN, 2002). Estas características topográficas dan origen a los climas predominantemente secos de la región.

El tipo de suelo predominante en la zona centro-sur de la entidad es el vertisol y en la entidad ocupa el 17.8% del territorio. Se encuentra bien representado en los municipios de Querétaro, San Juan del Río, Corregidora, El Marqués, Pedro Escobedo, y en menor cantidad en la Sierra Gorda. Este suelo es típico de zonas con temporales de secas y lluvias, y se caracteriza por formar amplias y profundas grietas durante la época de secas debido al alto contenido de arcilla. Son suelos de color negro, profundos, y pegajosos cuando están húmedos, tienen problemas de drenaje por lo que son fácilmente inundables. Son fértiles, y se utilizan principalmente para la agricultura de riego (forrajes, granos y hortalizas) (SEDESU, 2010).

Vegetación

Las diversas condiciones fisiográficas y climáticas presentes en el Estado de Querétaro, han favorecido una amplia variedad de comunidades vegetales. Los tipos de vegetación nativa que se encuentran en la región del Valle de Querétaro y sus alrededores, son el matorral xerófilo, seguido del bosque tropical caducifolio, y en menor medida las comunidades vegetales asociadas a ríos, la flora acuática y subacuática, (Zamudio *et al.*, 1992, García-Daguer *et al.*, 2001; Martínez y García-Mendoza, 2001; Baltazar *et al.*, 2004; Hernández-Martínez y Hernández-Sandoval, 2009). Las comunidades vegetales de esta zona, presentan una gran variedad de formas de vida, ya que se pueden encontrar especies de zonas áridas y tropicales debido a su ubicación geográfica (cercana a los trópicos) y por encontrarse en una zona de transición entre las provincias del Eje Neovolcánico y el Altiplano Mexicano (Rzedowski, 2006).

En cuanto a su diversidad y abundancia, los matorrales son las comunidades vegetales de mayor importancia en la región (CONCYTEQ-CQRN, 2002; SEDESU, 2010), ya que se distribuyen en todos los municipios que conforman el área de estudio (Querétaro, El Marqués, Corregidora y Huimilpan) (CONCYTEQ-CQRN, 2002), y en México ocupan cerca del 40% del territorio (Rzedowski, 2006). Este tipo de vegetación se caracteriza por ser principalmente de fisionomía arbustiva, y rara vez alcanzan los 4 metros de altura y suele ser más común en suelos sin pendientes o no muy marcadas (Arreguín *et al.*, 1997; CONCYTEQ-CQRN, 2002; Díaz-Pérez, 2009).

De acuerdo a diversos estudios florísticos en la región, los matorrales se componen principalmente de especies de la familia Asteraceae, Leguminosae y Cactaceae (Zamudio *et al.*, 1992; Rzedowski, 2006; Baltazar *et al.*, 2004; Díaz-Pérez, 2009; Hernández-Martínez y Hernández-Sandoval, 2009). En la región, los matorrales suelen estar representados por agrupaciones de garambullo (*Mirtyllocactus geometrizers*), *Opuntias*, pitayas (*Stenocereus sp.*), *Acacias*, uña de gato (*Mimosa sp.*), sangre de drago (*Jatropha dioica*), mezquite (*Prosopis sp.*), *Agaves*, así como granjeno (*Celtis pallida*), tullidora (*Karwinskia humboldtiana*) y

limpiatuna (*Zaluzania augusta*) entre otras especies propias de zonas áridas (Arreguín *et al.*, 1997; CONCYTEQ-CQRN, 2002; Díaz-Pérez, 2009).

El bosque tropical caducifolio se distingue porque los árboles poseen copas extendidas y en su mayoría está conformado por árboles de 4 a 12 metros de altura que se ramifican desde abajo (Arreguín *et al.*, 1997; Rzedowski, 2006; Díaz-Pérez, 2009). Abarca alrededor del 4.5% de la superficie del Estado de Querétaro, y en el área de estudio se entremezcla con los matorrales que circundan la Ciudad de Santiago de Querétaro, donde se consideran más bien como relictos y no como una distribución continua, ya que se suele encontrar casi exclusivamente en las laderas y cañadas de la región (Zamudio *et al.*, 1992; Arreguín *et al.*, 1997; CONCYTEQ-CQRN, 2002; Díaz-Pérez, 2009). A pesar de esto, se considera el tipo de hábitat con mayor biodiversidad de la región. Las especies que predominan son los árboles de porte bajo de los géneros *Albizia*, *Senna*, *Lysiloma*, *Eysenhardtia*, *Bursera*, *Celtis*, *Opuntia*, así como *Ipomoea murocoides*, *Mirtyllocactus geometrizarans* (CONCYTEQ-CQRN, 2002; Rzedowski, 2006; Hernández-Martínez y Hernández-Sandoval, 2009). En ciertas áreas de los cerros Peña Colorada, Tángano y Cimatario y en lomeríos de Juriquilla en el municipio de Querétaro, es posible encontrar especies propias de ecosistemas húmedos como los helechos, inmersos en el bosque tropical caducifolio (Zamudio *et al.*, 1992). En este tipo de hábitat se encuentran especies protegidas como lo son *Mammillaria mathildae*, *Cedrella dugessi* y *Erythrina collaroides*, entre otras (CONCYTEQ-CQRN, 2002).

En gran parte del Valle de Querétaro y sus alrededores, el bosque tropical caducifolio es más bien la entremezcla de elementos propios de los matorrales xerófilos y selvas bajas caducifolias, y las especies arbóreas son de porte bajo (alrededor de los 4 m de altura), debido a esto algunos consideran que la categoría de matorral subtropical engloba de mejor manera a lo que se considera como bosque tropical caducifolio en la región (CONCYTEQ-CQRN, 2002).

En este apartado se han descrito brevemente los tipos de vegetación más representativos en el área de estudio; sin embargo es importante mencionar que

así como sucede con todos los ecosistemas naturales a nivel mundial, las actividades antropogénicas han afectado la distribución y calidad de estas comunidades vegetales en la región. Debido a la constante expansión de la Ciudad de Santiago de Querétaro, la distribución natural de los matorrales se ha reducido a sitios de difícil acceso o que no son atractivos para las actividades humanas (cañadas y lomeríos). Lo mismo sucede con el bosque tropical caducifolio, donde el desmonte y el pastoreo favorecen el asentamiento de pastizales secundarios o inducidos por la gente para beneficio de su ganado, modificando la estructura de la comunidad vegetal.

3.1.2 Sitios de muestreo

Parque Nacional El Cimatario (PANEC)

El Parque Nacional El Cimatario se localiza al sur de la mancha urbana y se sitúa geográficamente en los 20°28'30" y 20°33'23" latitud norte, y 100°19'37" y 100°23'12" longitud oeste, a una distancia aproximada de 8 Km al sureste del corazón de la Ciudad Capital. Se compone de 12 fracciones que se ubican en los municipios de Querétaro, Corregidora y Huimilpan. Este sitio es el único declarado como Área Natural Protegida (ANP), de los que conforman este estudio. El decreto del Parque Nacional El Cimatario (PANEC) se emitió el 12 de julio de 1982 y se publicó en el Diario Oficial de la Federación el 27 de julio del mismo año.

El PANEC ocupa una superficie de 2,447.870 hectáreas, de las cuales, 539.16 hectáreas fueron expropiadas para la administración y acondicionamiento del parque nacional. En este sitio sobresale un cerro conocido como "Cerro El Cimatario", mismo que hace aproximadamente 5.6 millones de años fue un volcán activo perteneciente a la provincia geológica conocida como Eje Neovolcánico (Aguirre-Díaz, 2004).

El clima en este sitio de estudio es semiseco-templado (BS1kw[w]), donde la temperatura media anual oscila entre los 16 °C y los 18 °C y la precipitación anual varía entre los 450 y 630 mm (García, 1998). Los suelos son del tipo vertisol con textura fina con rocas del tipo ígnea extrusiva básica (INEGI, 2007).

Los tipos de vegetación que se pueden encontrar en este sitio son: matorral xerófilo, matorral xerófilo con pastizal, bosque tropical caducifolio (maduro y secundario) y bosque de encino (Baltazar *et al.*, 2004; INEGI, 2010-2011). Además, es posible encontrar áreas con pastizal inducido, y varias especies introducidas en zonas de reforestación (Baltazar *et al.*, 2004), como son *Pinus greggi*, *P. montezumae*, *P. michoacana*, *P. cembroides*, *Cupressus lindleyi*, *Fraxinus uhdei*, *Ulmus mexicana*, *Acacia sp.*, *Jacaranda mimosifolia*, *Eucalyptus sp.*, *Casuarina equisetifolia*, *Schinus molle* y *Melia azedarach* (Díaz-Pérez, 2009). En el lugar, Díaz-Pérez (2009) encontró que la vegetación nativa se encuentra en fase de recuperación, ya que documentó comunidades conformadas en su mayoría por plantas jóvenes de especies propias a la región (*Mirtyllocactus geometrizersans*, *Bursera palmeri* y *Celtis pallida*).

Este parque nacional presenta diferentes problemáticas de carácter social, como la tala, el pastoreo de ganado doméstico y el robo de hojarasca por parte de las personas de las comunidades aledañas, además de la caza furtiva. Aunado a esto, la reforestación con especies exóticas irrumpe con la vegetación propia de la región, provocando un desequilibrio evidente en el ecosistema. Como ejemplo a esto, está el caso del eucalipto, especie que tiene su origen en regiones más húmedas, y tiene la capacidad de absorber con mayor eficacia el agua del suelo, desplazando así a las especies propias de ambientes áridos y semiáridos (Baltazar *et al.*, 2004).





Figura 3. Algunos de los sitios de muestreo en el Parque Nacional El Cimatario.

Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito (MJHP).

Este sitio se localiza geográficamente en los 20°30'50" Latitud Norte y 100°25'45" Longitud Oeste a 1,878 msnm, a una distancia de 10 Km al suroeste de la cabecera municipal de Querétaro. Se ubica dentro de la microcuenca denominada "Joaquín Herrera – El Pueblito", que a su vez se encuentra en la región hidrológica número 12 Lerma – Santiago.

El río El Pueblito, el principal cauce en la microcuenca, se extiende un total de 19.03 Km, de los cuales, 13.50 Km se encuentran a cargo del municipio de Corregidora desde el 2004. Este río inicia en la cortina de la presa El Batán y tiene su desembocadura en el río Querétaro, en "Las Adjuntas". El 49% de la tenencia de la tierra en la microcuenca, corresponde a ejidos, el 45% a pequeñas propiedades y el 8% son de propiedad federal (Luna, 2009).

El tipo de clima presente en la zona es semiseco-cálido BS1hw(w) (García, 2010-2011), con una temperatura media anual de 17.5 °C a 19.0 °C, y una precipitación media anual de 568.1 a 692.8 mm¹. El tipo de suelo predominante es del tipo vertisol de superficie pedregosa y textura fina (INEGI, 2007). Los tipos de vegetación nativa presentes son: bosque de galería, matorral xerófilo y bosque tropical caducifolio; también pueden encontrarse pastizal inducido, agricultura de riego y agricultura de temporal (Martínez y García, 2001; Luna, 2009; Mora y Martínez, 2009; INEGI, 2010-2011).

Este lugar ha experimentado pérdida de cobertura vegetal por las actividades humanas, que principalmente se han focalizado en la zona aledaña al cauce del río El Pueblito. En cambio, en las laderas y lomeríos de la cuenca alta aún se conservan partes importantes de vegetación natural. El cambio de uso de suelo para actividades agrícolas y ganaderas, desagüe de aguas residuales industriales, y la intensa extracción del líquido han sido los principales motivos por los cuales el río se convirtió en un ecosistema contaminado, frágil y amenazado, al punto de perder en su totalidad la cualidad de “río” (Luna, 2009).

En la actualidad, a raíz del estudio realizado por Luna (2009) se han implementado estrategias de saneamiento y restauración del río y su entorno, a cargo del Municipio de Corregidora a través del Patronato de Rescate, Conservación del Cauce y del Entorno del Río El Pueblito. Como parte de las acciones en beneficio de esta región, se busca establecer un enfoque de conservación a través de una Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre. Esto requiere el conocimiento de la diversidad biológica que aloja la región; para lo cual, el presente trabajo contribuirá en ello, aportando información sobre la diversidad de mamíferos pequeños que habitan en el lugar.

¹ Estos valores climáticos se obtuvieron de los reportes de las estaciones meteorológicas aledañas a este sitio, las estaciones El batán (2006) y El Pueblito (2204), las cuales abarcan los periodos de 1981 a 2000 (Fuente: SMN-CONAGUA)



Figura 4. Algunos sitios de muestreo en el Río El Pueblito y áreas adyacentes al cauce del río, en la Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito.

Mompaní

El sitio de muestreo se ubica en un terreno de tenencia ejidal en la localidad de Mompaní, el cual se ubica geográficamente en los 20°40'58" latitud norte y 100°31'18" latitud oeste a 1,930 msnm, en el municipio de Querétaro a 17.5 kilómetros al noroeste del centro de la ciudad de Santiago de Querétaro. El área de muestreo en este sitio ocupa poco más de 2 Km².

Los sitios de muestreo en esta localidad se localizan prácticamente en los límites o transición de las unidades climáticas semiseco-cálido (BS1hw[w]) y semiseco-templado (BS1kw[w]), por lo cual se entiende que la temperatura media anual oscila de los 16 a los 19 °C y la precipitación de 450 a 630 mm (García, 1998). Las unidades edafológicas en el sitio son vertisol de textura fina en fase pedregosa y rocas del tipo ígnea extrusiva ácida (INEGI, 2007). En este lugar, hay vegetación secundaria de matorral xerófilo entremezclado con pequeños relictos o elementos de bosque tropical caducifolio (INEGI, 2010-2011). A esta combinación de elementos de matorral xerófilo y bosque tropical caducifolio, algunos la nombran matorral subtropical. En el sitio de estudio también es posible encontrar pequeñas extensiones de agricultura de temporal.

La zona presenta perturbaciones por el pastoreo de ganado doméstico, por lo que la vegetación nativa se ha visto afectada, lo que ha favorecido el establecimiento de pastizal en zonas de matorral, y que éstos mismos sean abiertos y con baja diversidad de especies, así como pocos elementos representativos del bosque tropical caducifolio (Díaz-Pérez, 2009). Sin embargo, como sucede comúnmente en áreas naturales afectadas por actividades humanas, es en las zonas pedregosas y pendientes de difícil acceso para la gente y el ganado donde se encuentran las comunidades vegetales mejor conservadas. En el lugar se pueden encontrar comunidades vegetales conformadas por *Acacia farmesiana*, *A. schaffneri*, *Mimosa biuncifera*, *Opuntia pubescens*, *O. robusta*, *Ferocactus latispinus*, *Myrtillocactus geometrizans*, *Ipomoea murocoides*, *Celtis pallida*, *C. caudata*, *Prosopis laevigata*, *Cylindropuntia pubescens*, *Nyctocereus serpentinus*, *Zaluzania augusta*, *Calyptocarpus vialis*, entre otras (Díaz-Pérez, 2009; Pineda-López *et al.*, 2010).

Como se mencionó anteriormente, en el lugar pueden observarse actividades de pastoreo de ganado, agricultura de temporal, saqueo de leña y además, el lugar es utilizado por los pobladores como zona de recreación. A pesar de esto, un estudio sobre la avifauna del lugar (Pineda-López *et al.*, 2010) lo señaló como un sitio con una alta riqueza de especies, ya que a pesar de ser un

fragmento de pequeña extensión, posee más de la mitad de las especies registradas para la región que ocupa el municipio de Querétaro.



Figura 5. Algunos sitios de muestreo en Mompaní. Se aprecian las diferentes condiciones de cobertura del suelo y de la vegetación.

Zibatá

Este sitio se ubica al noreste de la mancha urbana en los 20°40'35" latitud norte y 100°19'22" latitud oeste a 2,130 msnm, en el municipio de El Marqués a

una distancia de 11 Km del centro de la Ciudad de Santiago de Querétaro y abarca un área de aproximadamente 1,200 hectáreas. Zibatá es un complejo de uso residencial destinado para una densidad media de 400 hab/Ha, que integra centros comerciales y de servicios, *town center*, un campo de golf y zonas ecológicas destinadas a la preservación de ambientes naturales. Este complejo urbano, se encuentra en vías de desarrollo, por lo que fue posible encontrar grandes áreas verdes naturales, al menos al comienzo del presente estudio.

El clima en este sitio de estudio es del tipo BS1kw(w), semiseco-templado, donde la temperatura media anual oscila entre los 16 °C y los 18 °C. La precipitación anual oscila entre los 450 y 630 mm (García, 2010-2011). El lugar se encuentra en el cerro llamado Santa Cruz, que antiguamente fue un volcán que se originó probablemente durante el Mioceno tardío y el Plioceno inferior (Arango-Guevara, 2006). El suelo es del tipo vertisol con textura fina en fase pedregosa (Vp+I/3/P) (INEGI, 2007). En este antiguo volcán se pueden encontrar rocas de composición basáltica de color gris oscuro, expulsados durante su tiempo como volcán activo, similares a las que se encuentran en el Cerro del Cimatarío, por lo que se considera contemporáneo a éste (Arango-Guevara, 2006). El sitio presenta una erosión elevada en zonas donde las pendientes van de fuertes a muy fuertes (SEDESU, 2005).

Las comunidades vegetales que se encuentran en esta zona corresponden al matorral xerófilo y al bosque tropical caducifolio en estado secundario (SEDESU, 2005; Arango-Guevara, 2006). El matorral xerófilo en el Cerro Santa Cruz, se distribuye en los suelos pedregosos derivados de andesitas, riolitas y basaltos, y en buen estado de conservación debido a los suelos pobres y poco atractivos para la ganadería (Arango-Guevara, 2006). Por su parte, como efecto de la tala intensa y el pastoreo por ganado, el bosque tropical caducifolio en este lugar se distribuye en pequeños manchones en laderas de suelos someros y pedregosos de rocas básicas, en el costado norte del cerro Santa Cruz.



Figura 6. Algunos de los sitios de muestreo donde se colocaron trampas Sherman en Zibatá.

3.2 Muestreo

Se colocaron líneas de trampas tipo Sherman de tres diferentes tamaños (7.5 x 9.0 x 23 cm, 7.6 x 9.5 x 30.5, y 10.2 x 11.4 x 38 cm), alternadas entre sí cada 10 metros. Se registraron las coordenadas geográficas del inicio y final de cada línea de muestreo. La distancia entre trampas varió de acuerdo a las

condiciones de lugar, ya sea por el grado de densidad vegetal o por la afluencia de personas en el sitio (riesgo de robo de las trampas). Como cebo se utilizó una mezcla de avena, crema de cacahuete y vainilla. Las trampas se activaron por la tarde, antes del ocaso y se revisaron al día siguiente al amanecer.

El trapeo se efectuó durante la temporada de secas (de noviembre de 2012 a febrero de 2013) y en lluvias (de mayo a julio de 2013). Durante cada temporada de trapeo, al revisar las trampas por la mañana, éstas se levantaron para ser colocadas por la tarde en un lugar diferente para abarcar una mayor área de muestreo, lo que a su vez permite integrar la mayor variabilidad de ambientes posible de cada sitio. De este modo, una estación de muestreo (lugar donde fue colocada cada una de las trampas), sólo se visitó una vez durante la temporada de muestreo en curso, pero se procuró en medida de lo posible colocar las trampas en el mismo sitio en la temporada siguiente. Por lo tanto, cada estación de muestreo fue visitada dos veces, una por temporada. El esfuerzo de muestreo se midió en trampas/noche; es decir, el acumulado de trampas que se colocaron por unidad de tiempo, en este caso por las noches.

Los pequeños roedores se identificaron a nivel de especie siguiendo la nomenclatura taxonómica empleada por Wilson y Reeder (2005), y Ramírez-Pulido *et al* (2005). Se hizo un registro fotográfico de los individuos capturados y se tomaron las medidas convencionales del animal (longitud total, longitud cabeza y cuerpo, longitud de cola vertebral, longitudes de oreja y pata derechas), y se determinó el sexo y peso. Asimismo, se describió su condición reproductiva: en hembras, si eran subadultas, adultas lactantes o no; y en machos, subadultos (testículos abdominales o inguinales) o adultos (testículos escrotados) (Kunz *et al.*, 1996). Una vez que se tomaron estos datos, los ratones se liberaron en el sitio de captura, aunque se colectaron un total de 13 individuos², pertenecientes a los géneros *Peromyscus* (n=7), *Baiomys* (n=2), *Liomys* (n=2), y *Reithrodontomys* (n=2), para incorporarlos a la colección faunística de la Facultad de Ciencias Naturales de la UAQ.

² Permiso de colecta: FAUT-0043, Oficio Num. SGPA/DGVS/04193/13

Se revisó la distribución de las especies registradas de acuerdo a lo propuesto por Ceballos y Arroyo (2012) para determinar el tipo de endemismo de la siguiente manera: MX, endémica a México; NA, compartida con Norteamérica; SA, compartida con Sudamérica; NS, compartida con Norte y Sudamérica; EX, exótica. La afinidad biogeográfica de cada especie se determinó con base en las clasificaciones de Ceballos y Oliva (2005), y de Escalante *et al* (2007). Asimismo, con base en la revisión de las descripciones de las especies de roedores contenidas en Ceballos y Oliva (2005), se definió el gremio trófico al cual pertenecen las especies registradas. También se revisaron las categorías de riesgo y el estado de conservación para cada especie con base en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) y en la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

3.3 Análisis De Datos

Riqueza y diversidad de especies.

Para estimar la diversidad alfa y la efectividad del muestreo en cada uno de los cuatro sitios se emplearon los estimadores no paramétricos Chao1, Chao2, ACE e ICE y para su cálculo se utilizó el programa EstimateS 8.2 (Colwell, 2006). Los estimadores Chao1 y ACE utilizan datos de abundancia; mientras que los estimadores Chao2 e ICE se basan en datos de presencia/ausencia (Colwell, 2006, Magurran y McGill, 2011). Para determinar si existían diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la riqueza observada y la esperada, se realizaron pruebas de χ^2 por medio del programa Past 2.15 (Hammer *et al.*, 2001). Adicionalmente, para comparar la riqueza de especies de cada sitio, se construyó una curva de rarefacción con los datos de la columna *Mao Tao* de los resultados de EstimateS (Colwell, 2006).

Para evaluar los valores de diversidad se usó el método para obtener el número efectivo de especies (también llamado número de especies equivalentes), el cual refleja la diversidad “verdadera” (Jost, 2006). La diversidad verdadera es la cantidad de especies con iguales valores de abundancia que presentaría una comunidad; es decir, el número de especies igualmente comunes. En el caso de

que una comunidad hipotética, tuviera el máximo valor de diversidad verdadera, éste correspondería entonces al número total de especies registradas, todas las especies serían igualmente comunes (Jost, 2006).

El número de especies efectivas, es un estimador de interpretación biológica más sencilla e intuitiva, en comparación con otros índices de diversidad ampliamente utilizados como el de Shannon, que no arroja valores en números de especies (Jost, 2006; Moreno *et al.*, 2011). Contrario a las limitaciones que presentan los índices de diversidad tradicionales, con los números efectivos de especies, es factible efectuar comparaciones entre diferentes ambientes y bajo diferentes condiciones (Jost, 2006).

El número de especies efectivas o equivalentes, se obtiene de la siguiente manera:

$$D^q = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

donde, D^q = diversidad verdadera (Jost, 2006), p_i = abundancia relativa (proporcional) de la *iésima* especie, S = número de especies, y q = números de orden de diversidad o números de Hill (sensible a las abundancias relativas de las especies que determina la influencia de las especies raras o comunes en los valores de diversidad) (Hill, 1973).

Para este estudio se consideraron dos valores de Hill: el de orden 1 (D^1), que corresponde a la medida de diversidad verdadera ya que las especies se incluyen ponderando proporcionalmente su abundancia, y por último el valor de orden 2 (D^2), en el cual se consideran únicamente las especies más comunes (Hill, 1973). Estos valores se estimaron con la función de perfiles de diversidad del software PAST 2.13 (Hammer *et al.*, 2011).

De acuerdo con lo propuesto por Moreno *et al* (2011) para comparar los valores de diversidad verdadera entre comunidades, estos valores se compararon estadísticamente con los intervalos de confianza del 95%, los cuales se obtuvieron de PAST 2.13 (Hammer *et al.*, 2013). Además, se comparó la diferencia de

diversidad entre las comunidades como las veces que una comunidad de mayor diversidad (A) *contiene* la diversidad de una comunidad de menor valor (B) (A/B) (Moreno *et al.*, 2011). Otra forma de evaluar la diferencia es en porcentaje, $(B*100)/A$ donde la comunidad de menor diversidad (B) tendrá sólo un porcentaje de la diversidad total de la comunidad de mayor diversidad (A) (Moreno *et al.*, 2011).

Estructura de las comunidades

Se estimaron las abundancias relativas de las especies para cada sitio de muestreo, que se calculan como el cociente entre el número de capturas y el esfuerzo de muestreo (noches-trampa), por lo que este valor se expresa como número de individuos por noche trampa (Carrillo *et al.*, 2000).

Para determinar la estructura de las comunidades se construyeron curvas de rango abundancia que permiten visualizar las especies abundantes y raras de cada sitio de estudio, también es posible observar la dominancia o igualdad de las especies en la comunidad. Estas curvas se elaboran con el logaritmo base 10 natural de la abundancia de cada especie y se grafica en el eje x, ordenando de la especie más abundante a la menos. Si una comunidad es altamente equitativa, se observará una *curva horizontal*; si sucede lo contrario, se obtendrá una *curva vertical* (Krebs, 1986).

Similitud entre sitios.

Por medio de un análisis de conglomerados se determinó la similitud entre sitios considerando la composición de especies de roedores. Para ello se empleó el índice de Jaccard, ya que éste agrupa los sitios basándose en la presencia/ausencia de las especies (Magurran, 2004).

Análisis multiescalar de la diversidad beta.

Se hizo un análisis de partición de beta utilizando los modelos aditivo y multiplicativo. El modelo aditivo se expresa como $\gamma = \alpha + \beta$. La beta aditiva tiene las mismas unidades que alfa y gamma, número de especies y se interpreta como el incremento absoluto de la diversidad entre dos escalas (Chao *et al.*, 2012) y

puede ser comparada directamente en escalas temporales y espaciales, y otorga valores altos a los componentes escalares que más aportan a la diversidad del área de estudio (Gering *et al.*, 2003). Asimismo, el modelo aditivo permite hacer una comparación en porcentaje de la aportación de la diversidad beta a la diversidad gamma. La beta multiplicativa, expresada como $\gamma = \alpha * \beta$, se ha propuesto como el número de comunidades (n) que existen en el sistema y se pueden obtener valores de 1, es decir, todas las comunidades son una misma; hasta n , si todas las comunidades estudiadas son diferentes, por lo que se puede evaluar la heterogeneidad de la región en cuestión (Chao *et al.*, 2012).

Para fines de este trabajo se evaluó la diversidad beta de los pequeños roedores a diferentes niveles espaciales. Por un lado, a nivel de microhábitat, en el nivel de transecto; y por otro lado, a nivel de fragmento. De esta manera, la fórmula del modelo aditivo de diversidad para este trabajo, se expresa así:

$$\gamma = \alpha \text{ transectos} + \beta \text{ transectos} + \beta \text{ fragmentos}$$

Y el modelo multiplicativo de la siguiente manera:

$$\gamma = \alpha \text{ transectos} * \beta \text{ transectos} * \beta \text{ fragmentos}$$

Donde γ es la diversidad gamma, α la riqueza promedio del nivel más bajo de las escalas (transectos, en este caso) y β la diversidad beta en cada escala.

Este análisis se realizó con el programa Partition 3.0 (Veech y Crist, 2009), el cual usa modelos nulos para los componentes de la diversidad que se introducen en el programa y devuelve las probabilidades de que el valor de diversidad observado sea estadísticamente diferente a lo predicho por los modelos nulos. Se compararon los valores observados y esperados de la diversidad α y β mediante 1,000 aleatorizaciones, con muestras no balanceadas y basada en individuos.

Relación de la diversidad de pequeños roedores con los atributos medioambientales y los tipos de vegetación.

Dada la entremezcla de elementos de pastizal, matorral y bosque tropical caducifolio que se presenta en el área de estudio, para fines de determinar la

diversidad de roedores en la región en relación con estas comunidades vegetales, se establecieron cinco asociaciones, las cuales se definieron como sigue:

- Zona abierta con matorral (ZA-MAT): predomina el suelo desnudo o con poca cobertura vegetal con especies arbustivas (matorral) agrupadas en pequeños manchones, y aislados entre sí.
- Zona abierta con pastizal y matorral (ZA-PAST-MAT): predomina el suelo con poca cobertura vegetal. También se observan manchones de pastizal y de matorral aislados entre sí.
- Pastizal con matorral (PAST-MAT): predominan los pastos que se entremezclan con manchones de matorral.
- Matorral con pastizal (MAT-PAST): predominan los arbustos y cubren la mayor parte de la superficie, entremezclándose con pastizal.
- Bosque Tropical Caducifolio (BTC): en este trabajo se define como la asociación de tres tipos de vegetación, el pastizal con matorral que conforman el estrato medio, y árboles o cactáceas que conforman el estrato alto. Como se mencionó en la parte introductoria, el BTC en el área de estudio no se distribuye como un continuo,

Una vez definidas estas asociaciones vegetales, se estimó la diversidad de roedores (D^1) para cada hábitat en cada sitio, y para los hábitats en toda la región. La diversidad (D^1) entre comunidades vegetales se comparó estadísticamente con los intervalos de confianza del 95% obtenidos con PAST 2.13 (Hammer *et al.*, 2013)

Por otro lado, para estimar la asociación de la diversidad de roedores con factores climáticos, primero se construyó el Cuadro 1 en el que se enlistaron los eventos de muestreo realizados durante el estudio, especificando el día y mes correspondientes. Se obtuvieron los valores de la temperatura, la precipitación y la humedad relativa reportados para cada uno de los días que duró el muestreo³ y se

³ Los datos climáticos utilizados se obtuvieron de los históricos de la Estación meteorológica Querétaro, 766250 (MMQT).

calculó el promedio. Posteriormente, para cada uno de los eventos de muestreo, se calculó la diversidad verdadera (D^1). Una vez que se construyó este cuadro, se efectuaron los análisis de correlación de Pearson con las variables climáticas.

Para saber si existía diferencia en la riqueza de especies, abundancia y diversidad de roedores entre la época seca y la lluviosa, se aplicaron pruebas de X^2 que se efectuaron con el programa R (R Development Core Team, 2008).

Cuadro 1. Variables climáticas y diversidad de roedores durante los muestreos.

MES	T (°C)	PP (MM)	HR (%)	S	# IND	D1
NOVIEMBRE	15.1	10.16	59.3	8	46	
1 (13-16)	15.35	0	68	6	27	4.3981
2 (21-24)	15.2	0	59.75	5	10	4.3528
3 (26-27)	14.65	0	51.5	5	9	4.1664
DICIEMBRE	14.2	1.02	53.2	10	59	
4 (12-15)	14.1	0.3	55	8	47	5.9124
5 (28-30)	14.33	0	53.33	6	12	4.666
ENERO	14.2	3.05	52.7	10	79	
6 (23-26)	13.53	0.00	55.25	10	63	6.5792
7 (29-31)	14.90	0.00	45.50	7	16	4.6147
FEBRERO	16.60	0.00	42.80	12.00	167.00	
8 (7-13)	16.93	0.00	39.43	12	108	7.6378
9 (19-22)	17.53	0.00	39.75	9	59	4.7847
MARZO	16.10	3.56	43.70	---	---	

ABRIL	21.00	0.76	30.40	---	---	

MAYO	21.00	63.49	38.10	12.00	136.00	
10 (2-4)	19.03	0.00	34.50	9	51	7.4592
11 (8-10)	22.27	0.00	31.20	7	19	4.5433
12 (14-16)	19.13	5.59	53.00	7	29	4.4195
13 (20-23)	23.50	1.21	32.25	8	37	5.7623
JUNIO	20.60	56.14	48.00	9.00	58.00	
14 (4-7)	22.03	0.00	36.50	9	54	6.8466

MES	T (°C)	PP (MM)	HR (%)	S	# IND	D1
15 (20-21)	18.90	0.60	60.50	1	4	1
JULIO	19.30	105.15	57.40	6.00	58.00	
16 (10-13)	18.65	5.72	60.75	4	24	1.7234
17 (17-20)	19.65	0.95	55.50	4	21	2.7387
18 (22-24)	18.90	4.99	55.67	3	13	2.204
AÑO	17.57	243.33	47.29			
PERIODO DE MUESTREO	17.70	19.36	49.30			

Nota: Para el análisis de correlación de Pearson, se utilizaron los promedios de la temperatura (°T), precipitación (PP), humedad relativa (HR), riqueza de especies (S), número de individuos (# IND), y diversidad (1D), de los días que formaron parte de cada evento de muestreo (números en paréntesis). Los valores en la fila del mes corresponden al promedio mensual, y sólo se muestran para fines comparativos.

4. RESULTADOS

En los cuatro sitios de estudio se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 2,890 noches-trampa, abarcando dos temporadas, secas (del 14 noviembre de 2012 al 22 febrero de 2013) y lluvias (del 3 de mayo de 2013 al 24 de julio de 2013) (Cuadro 2).

Se capturaron un total de 608 individuos, de los cuales se excluyen 13 para los análisis que requieren un nivel específico (riqueza de especies, número de especies equivalentes, etc.), quedando entonces 595 individuos. Esto se debe a que no fue posible identificar a nivel de especie por la carencia de datos, principalmente por complicaciones durante el manejo. Los ratones que no forman parte de los análisis a nivel específico corresponden a los géneros *Peromyscus* (n=12) y *Reithrodontomys* (n=1).

Cuadro 2. Relación del esfuerzo de muestreo (noches/trampa) y el éxito de captura en cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro de noviembre del 2012 a julio del 2013.

SITIO	Noches-Trampa			No. De capturas	Éxito de captura %
	Secas	Lluvias	Trampas Noche		
Parque Nacional "El Cimatario"	378	350	728	195	26.78
Microcuenca JHP	378	360	738	87	25.34
Mompaní	378	348	726	170	23.42
Zibatá	378	320	698	156	22.35
Total	1,512	1,378	2,890	608	21.04

Durante el período de muestreo también se observaron rastros de mamíferos de otras especies: excretas de lince (*Lynx rufus*) en Zibatá y Microcuenca JHP, un cadáver de zorrillo manchado (*Spilogale gracilis*) en Zibatá, un cadáver de tlacuache (*Didelphis virginiana*) en Mompaní y Microcuenca JHP, y un cadáver de zorra (*Urocyon cinereoargenteus*) en Microcuenca JHP. Este último ejemplar está alojado en la colección faunística de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma de Querétaro.

4.1 Composición taxonómica, afinidad biogeográfica y gremios alimenticios

Se registraron un total de 14 especies agrupadas en seis géneros y tres familias (Cuadro 3). Las morfoespecies *Peromyscus* sp1 y *P.* sp2, se establecieron de esta manera como dos grupos de individuos para los cuales no fue posible su identificación y que mostraron características morfológicas similares entre sí.

Del total de especies registradas, tres son endémicas para el país (21.43%), 10 especies se comparten con Norteamérica (57.14%) y una especie es exótica (7.14%) nativa del viejo mundo conocida como ratón casero (*Mus musculus*) (Cuadro 3). Por su parte, siete de las 12 especies identificadas, tienen afinidad por las tres zonas biogeográficas (neártica, neotropical y la zona de transición mexicana). De acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010, y a la UICN, ninguna de las especies de roedores registradas durante este estudio, se considera en alguna categoría de riesgo.

4.2 Riqueza, abundancia y diversidad: estructura de las comunidades de roedores.

La completitud del muestreo de especies de pequeños roedores en cada uno de los cuatro sitios de estudio se muestra en la Cuadro 4, cuyos valores van desde el 86.43% al 100%, y para toda el área de estudio del 96.82% al 100%. De acuerdo a la prueba de χ^2 , no hay diferencias ($p > 0.05$) entre el número de especies observadas y las esperadas para los estimadores que se emplearon.

Cuadro 3. . Especies de pequeños roedores registrados en cuatro sitios alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro de noviembre del 2012 a julio del 2013.

Especie	Gremio trófico	Afinidad biogeográfica			Distribución	Sitios de muestreo			
		NE	NT	ZTM		PANEC	MJHP	Mompaní	Zibatá
<u>Familia</u>									
<u>Cricetidae</u>									
<i>Baiomys taylori</i> (Thomas, 1887)	H	X	X	X	NA	x	x	x	x
<i>Neotoma leucodon</i> (Merriam, 1894)	H	X	X		NA	x	--	--	x
<i>Neotoma mexicana</i> (Baird, 1855)	H	X	X	X	NA	x	--	--	--
<i>Peromyscus difficilis</i> (J.A. Allen, 1891)	G	X	X	X	MX	x	x	x	x
<i>Peromyscus gratus</i> (Merriam, 1898)	O			X	NA	x	x	x	x
<i>Peromyscus levipes</i> (Merriam, 1898)	O	X		X	MX	x	x	x	x
<i>Peromyscus maniculatus</i> (Wagner, 1845)	O	X	X	X	NA	--	--	x	--
<i>Peromyscus melanophrys</i> (Coues, 1874)	G	X	X	X	MX	x	--	x	x
<i>Peromyscus pectoralis</i> (Osgood, 1904)	O	X		X	NA	x	x	x	x
<i>Peromyscus sp1</i>	--	--	--	--	--	x	x	x	x
<i>Peromyscus sp2</i>	--	--	--	--	--	x	x	x	x
<i>Reithrodontomys fulvescens</i> (J.A. Allen, 1894)	O	X	X	X	NA	x	x	x	x
<u>Heteromyidae</u>									
<i>Liomys irroratus</i> (Gray, 1868)	G	X	X	X	NA	x	x	x	x
<u>Muridae</u>									
<i>Mus musculus</i> (Linnaeus, 1758)	O	--	--	--	EX	--	x	--	--

Distribución: MX, endémica a México; NA, compartida con Norteamérica; EX, exótica. Afinidad biogeográfica: NE, Neártica; NT, Neotropical; Ztm, Zona de transición Mexicana.

Cuadro 4. Relación de la riqueza observada y esperada, eficiencia del muestreo para cada uno de los sitios de estudio y para la región de los alrededores de la Ciudad de Santiago de Querétaro (diversidad gama), durante el periodo de muestreo. Se muestran los valores de la prueba de χ^2 . No se observaron diferencias significativas ($p>0.05$) para ninguno de los casos. Se resaltan los valores mínimos y máximos de la eficiencia de muestreo.

Sitio	Riqueza observada	Estimador	Riqueza esperada	Eficiencia del muestreo (%)	χ^2
PANEC	12	ACE	12.34	97.24	0.16
		ICE	13.09	91.67	
		Chao1	12	100.00	
		Chao2	12.91	92.95	
MJHP	10	ACE	11.16	89.61	0.07
		ICE	11.57	86.43	
		Chao1	10.5	95.24	
		Chao2	10.23	97.75	
Mompaní	11	ACE	12.13	90.68	0.02
		ICE	12.15	90.53	
		Chao1	12	91.67	
		Chao2	11.46	95.99	
Zibatá	11	ACE	11.42	96.32	0.04
		ICE	12.19	90.24	
		Chao1	11	100.00	
		Chao2	11.23	97.95	
Área de Estudio	14	ACE	14.38	97.36	0.02
		ICE	14.46	96.82	
		Chao1	14	100.00	
		Chao2	14	100.00	

El sitio con mayor riqueza de especies fue PANEC ($\alpha=12$), seguido por Mompaní y Zibatá, ambos con el mismo valor ($\alpha=11$), y por último MJHP ($\alpha=10$) (Cuadro 3). Cuando se comparó la riqueza de especies entre sitios, considerando el mínimo esfuerzo de muestreo empleado (657 trampas-noche), la diferencia en la riqueza de especies sólo fue significativamente diferente entre PANEC y MJHP, siendo los sitios Mompaní y Zibatá los únicos que no mostraron diferencias con el resto de los sitios (Figura 7).

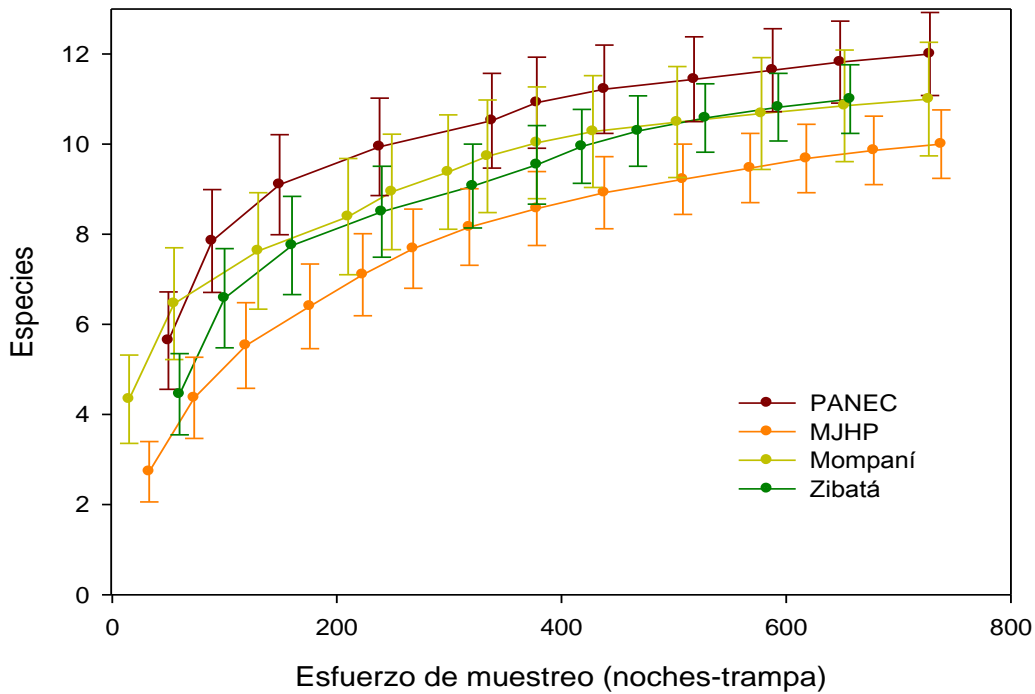


Figura 7. Análisis de rarefacción de la riqueza de especies de pequeños roedores (\pm d.e) basada en muestras-abundancia, entre los sitios de muestreo alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro.

En el área de estudio, los ratones del género *Peromyscus* fueron los que presentaron el mayor número de capturas, representando el 57% ($n = 340$), seguido por *Liomys* con el 22% ($n = 130$), *Baiomys* con el 14% ($n = 86$), *Reithrodontomys* el 5% ($n = 28$), finalmente *Neotoma* ($n = 7$) y *Mus* ($n = 4$), que aportan sólo el 1% de los individuos totales.

En cuanto a las curvas de rango abundancia, la forma de éstas exhiben una pendiente similar en los cuatro sitios, que denota la baja equitatividad de las especies que componen las comunidades de roedores, y una distribución similar de las especies dominantes y raras (Figura 9). En los fragmentos en Mompaní, PANEC y Zibatá, las especies dominantes fueron *Liomys irroratus*, *Peromyscus gratus*, *Baiomys taylori*, y *P. levipes*; mientras que en MJHP, las especies dominantes fueron *L. irroratus* y *P. levipes*. En el apéndice 1 se expone en detalle los números de individuos y abundancia relativa por especie en cada sitio y por temporada.

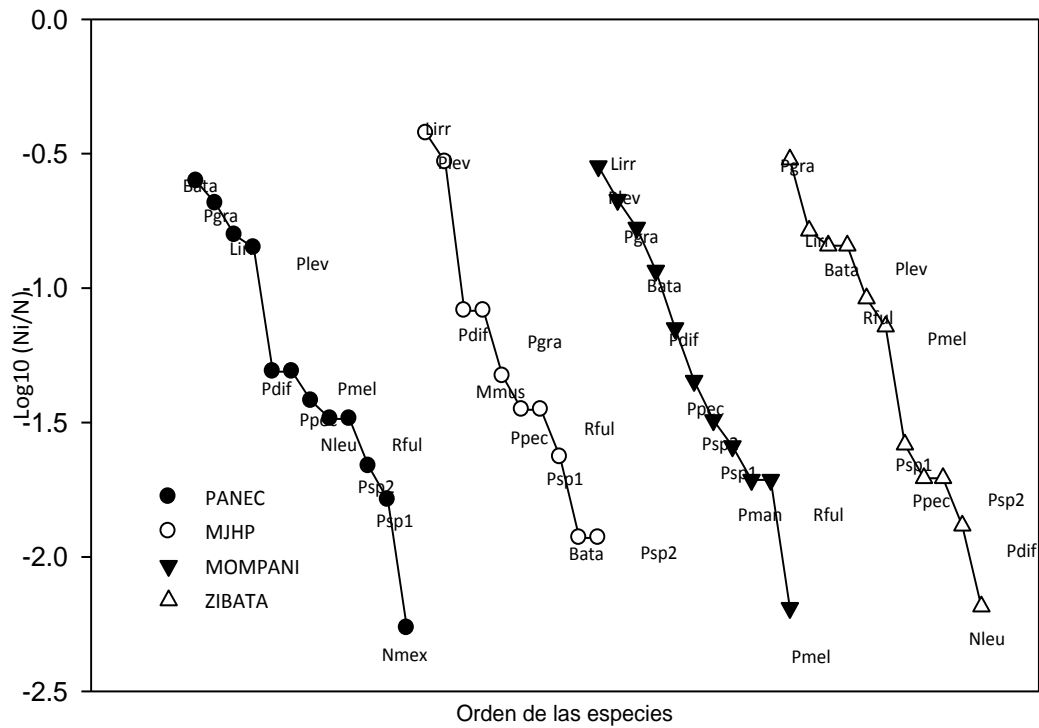


Figura 8. Curvas de rango-abundancia para las especies de pequeños roedores de los sitios muestreados. PANEC= Parque Nacional El Cimatarío, MJHP= Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito, Bata= *Baiomys taylori*, Lirr= *Liomys irroratus*, Mmus= *Mus musculus*, Nleu= *Neotoma leucodon*, Nmex= *N. mexicana*, Pdif= *Peromyscus difficilis*, Pgra= *P. gratus*, Plev= *P. levipes*, Pman= *P. maniculatus*, Pmel= *P. melanophrys*, Ppec= *P. pectoralis*, Psp1= *P. sp1*, Psp2= *P. sp2*, Rful= *Reithrodontomys fulvescens*.

Los análisis de diversidad verdadera, de orden 1 y 2 (D^1 y D^2), indicaron que el sitio PANEC posee el valor más alto, 8.13 y 6.68 especies equivalentes, respectivamente (Figura 9). Por el contrario, el sitio MJHP tiene los valores más bajos, 5.54 y 4.04 para D^1 y D^2 , respectivamente. Asimismo, tanto para D^1 y D^2 , el sitio MJHP mostró ser diferente significativamente con respecto a los sitios PANEC y Mompaní. El sitio Zibatá no mostró diferencias con respecto a los demás sitios y Mompaní, resultó ser similar a los fragmentos PANEC y Zibatá.

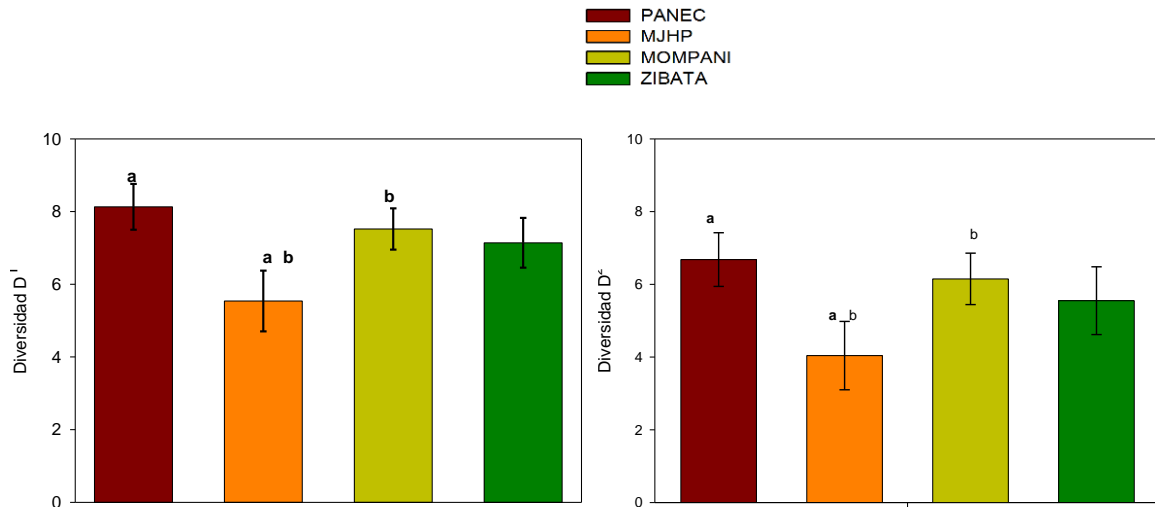


Figura 9. Diversidad de primero (1D) y segundo orden (2D) de pequeños roedores en los cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro. Las barras de error corresponden a los intervalos de confianza de 95%. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

4.3 Análisis del componente beta de la diversidad

Con el análisis de similitud de Jaccard, se observan dos grupos, uno de ellos conformado por los sitios PANEC, Zibatá y Mompaní con una similitud de 0.83, mientras que el sitio MJHP se muestra como un grupo aparte con una similitud de 0.75 con respecto al grupo mencionado anteriormente (Figura 10). Los sitios PANEC y Zibatá, prácticamente comparten las mismas especies, salvo por la diferencia de que en PANEC se registró una especie más: *Neotoma mexicana* (Cuadro 2). Por su parte, Mompaní comparte todas sus especies con PANEC y Zibatá, y sólo se diferencia por la presencia de la especie *Peromyscus maniculatus*, y por carecer del registro de las especies del género *Neotoma* (Cuadro 2). El sitio MJHP presenta mayor diferenciación con el resto de los sitios, principalmente por la falta de registro de las especies *Neotoma leucodon*, *N. mexicana*, *P. maniculatus*, *P. melanophrys*, y por la presencia de la especie exótica *Mus musculus* (Cuadro 2, Figura 10).

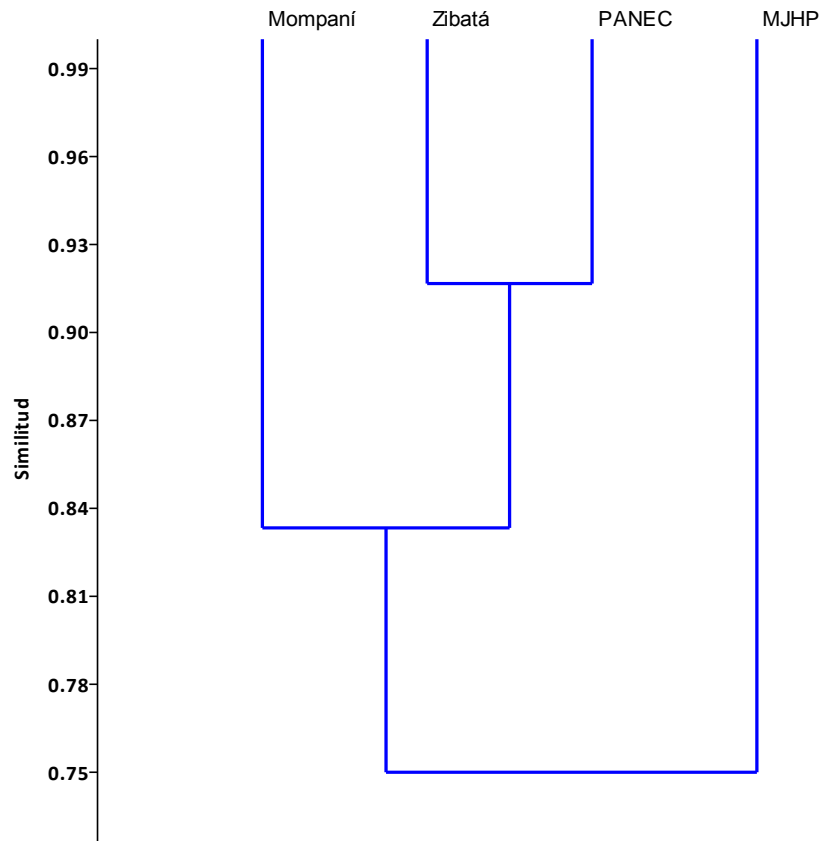


Figura 10. Análisis de similitud de la riqueza de pequeños roedores en cuatro fragmentos de vegetación con el índice de Jaccard PANEC = Parque Nacional El Cimatario, MJHP = Microcuenca Joaquín Herrera-El Pueblito.

El modelo aditivo de la partición espacial de la diversidad, dio como resultado que la diversidad beta aporta el 78.71% de la diversidad regional ($\beta = 11.02$ especies). De acuerdo con los resultados, la partición de la diversidad bajo el modelo aditivo quedó de la siguiente manera: γ (14 especies) = α transectos (2.98 especies) + β transectos (8.27 especies) + β fragmentos (2.75 especies). Por lo cual se tiene que β transectos es la escala que aporta la mayor diversidad a la riqueza total (Cuadro 5).

Por su parte, para este trabajo el modelo multiplicativo se expresa así: γ (14 especies) = α transectos (2.98 especies) * β transectos (3.78 comunidades) * β fragmentos (1.24 comunidades), que de igual manera señala que es β transectos la escala que más aporta a la diversidad de la región; bajo este modelo,

se tiene que la escala de transectos contiene 3.78 comunidades que no comparten especies de roedores entre sí.

Cuadro 5. Componentes del análisis de partición espacial de la diversidad de comunidades de roedores entre los transectos y los fragmentos alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro.* Valor de $p < 0.05$

Componente de diversidad	Modelos de partición de β	
	Aditivo	Multiplicativo
α transectos	2.98*	2.98*
β transectos	8.27*	3.78*
β fragmentos	2.75*	1.24*

4.4 Relación de la diversidad de los pequeños roedores con los tipos de vegetación y atributos medioambientales.

El número y tipo de hábitats estudiados en cada uno de los sitios, no fueron los mismos (Figura 11). Las asociaciones MAT-PAST y MAT-BTC fueron las más frecuentes, pues se encontraron en tres de los cuatro sitios que formaron parte de este estudio. Por el contrario, el PAST-MAT sólo se encontró en un sitio. De los cuatro sitios estudiados, en tres de ellos se encontraron hábitats con signos de perturbación (zonas abiertas o con poca cobertura vegetal), siendo Zibatá el lugar donde se encontraron los hábitats mejor conservados.

Los hábitats que presentaron una mayor diversidad D^1 de roedores fueron el MAT-PAST en PANEC y Zibatá, el BTC en MJHP, y el ZA-PAST-MAT en Mompaní (Figura 11). Sin embargo, no se observaron diferencias en la diversidad de roedores cuando se compararon los hábitats dentro de cada sitio, a excepción del PANEC donde se observó que la diversidad en MAT-PAST fue significativamente mayor a ZA-PAST-MAT (Figura 1).

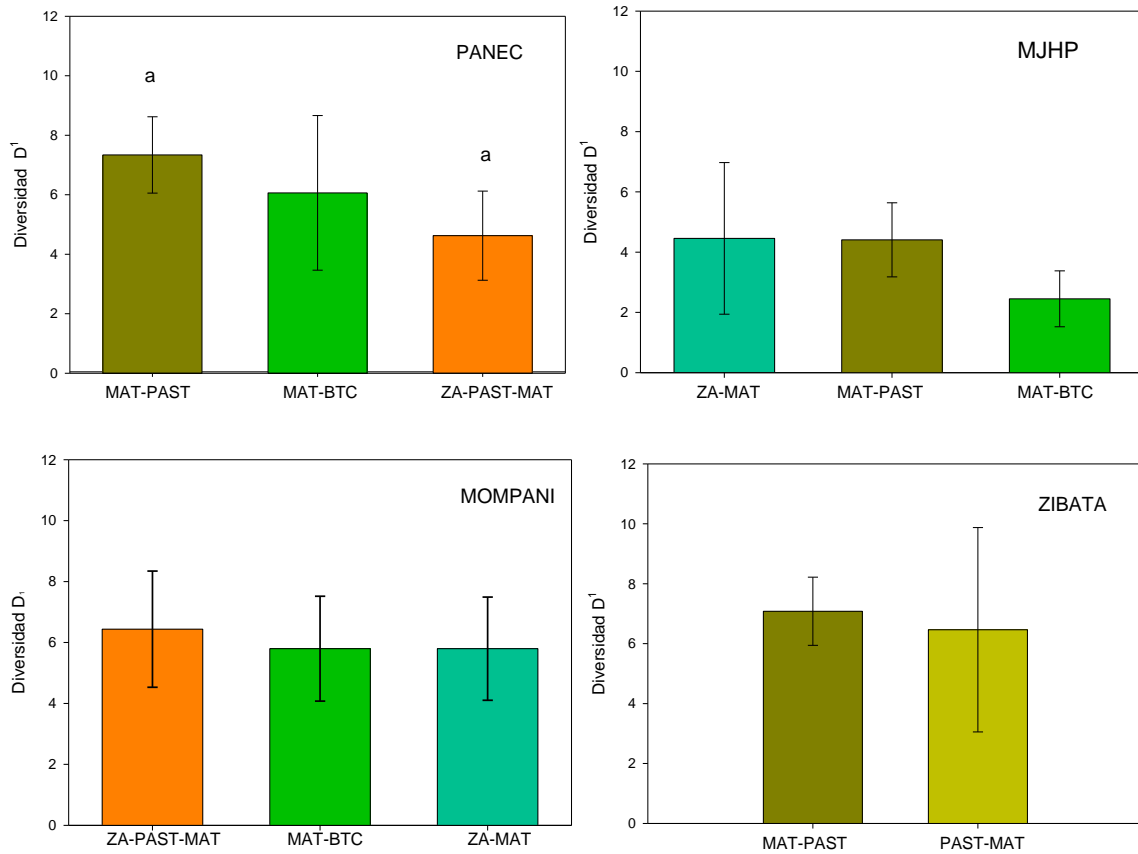


Figura 11. Diversidad D^1 de pequeños roedores entre hábitats en los cuatro sitios de estudio. as barras de error señalan los intervalos de confianza del 95%. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

A nivel regional se obtuvo que los tipos de vegetación con mayor diversidad de roedores es el MAT-PAST, seguido de PAST-MAT (Figura 12). Entre los cinco tipos de hábitat que se definieron en este estudio, la diversidad de roedores sólo es diferente significativamente entre MAT-PAS y MAT-BTC, ya que la primera es 40% más diverso en pequeños roedores que ésta última.

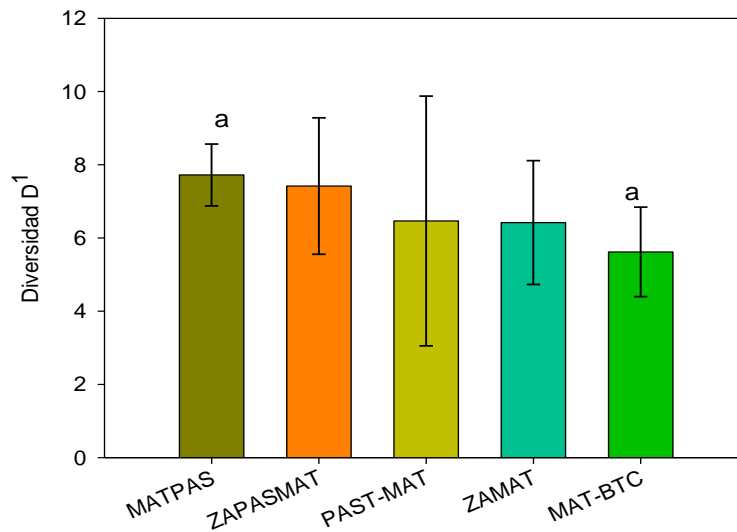


Figura 12. Diversidad D^1 de pequeños roedores entre hábitats para toda el área de estudio. Las barras de error corresponden a los intervalos de confianza del 95%. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

El número de especies que se registraron entre temporada de secas y lluvias, no fue el mismo para tres de los cuatro sitios. En el sitio PANEC, se registró una especie más en lluvias que en secas; en MJHP, se encontró el mismo número de especies; en Mompaní, se encontraron tres especies más en secas que en lluvias; y en Zibatá, dos especies más en secas que en lluvias. La prueba de X^2 indicó que no hay diferencias significativas ($x^2 = 0.53$, $gl = 3$, $p = 0.91$) en la riqueza de especies entre ambas temporadas (Figura 14).

Las especies que se capturaron sólo durante la época de secas fueron *Mus musculus*, *Peromyscus maniculatus* y *P. sp2*; mientras que *Neotoma mexicana*, sólo pudo ser capturada en lluvias. El resto de las especies se capturaron en ambas temporadas de muestreo. En el Apéndice 1, se expone en detalle la composición de especies por temporada.

Al comparar la abundancia relativa de pequeños roedores entre temporadas, se observaron diferencias significativas ($X^2 = 33.84$; $gl = 3$, $p = 0.02$), que está dada principalmente por la diferencia en el número de capturas en Mompaní y Zibatá (Figura 14).

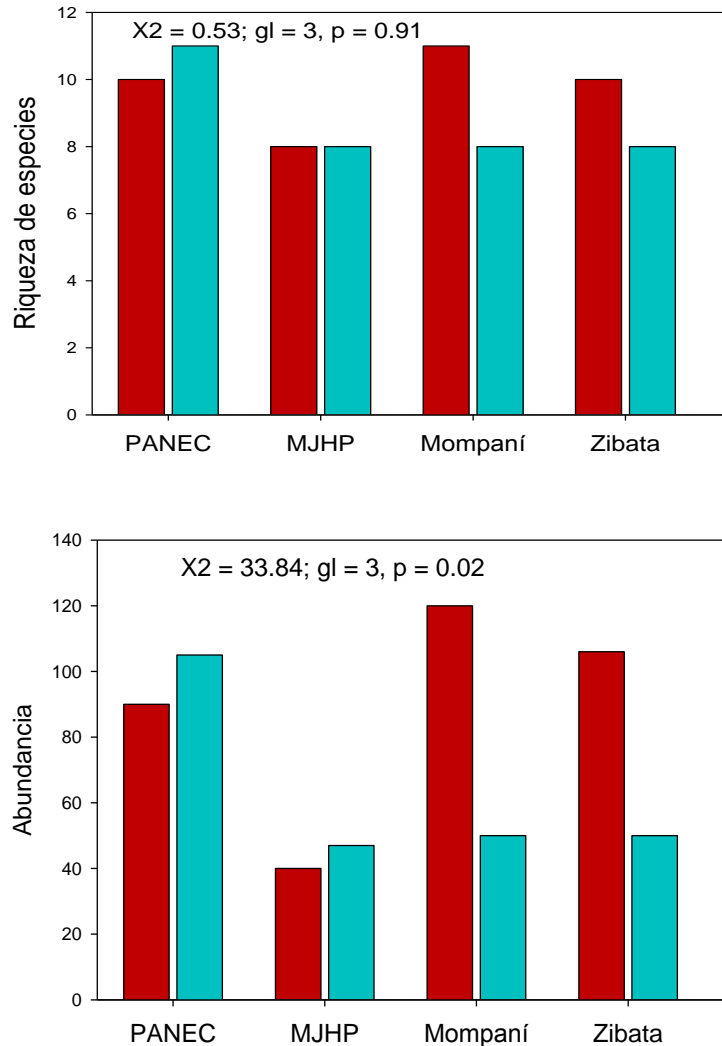


Figura 13. Riqueza y abundancia de especies para las temporadas de muestreo secas (barra roja) y lluvias (barra azul) en los cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro.

Durante la época de secas, el sitio con mayor diversidad D_1 fue Mompaní ($D_1 = 7.5$), y en MJHP se observó el menor valor ($D_1 = 5.4$). Mientras que en la época de lluvias, PANEC fue el sitio más diverso ($D_1 = 7.9$), y MJHP el menos diverso ($D_1 = 4.47$) (Figura 15). La prueba de X^2 indicó que no existen diferencias en la diversidad D_1 de pequeños roedores entre secas y lluvias ($p > 0.05$). Esto mismo se observó para la diferencia entre sitios, a excepción de Mompaní, donde la diversidad fue significativamente mayor en la temporada de secas, que en lluvias (Figura 15).

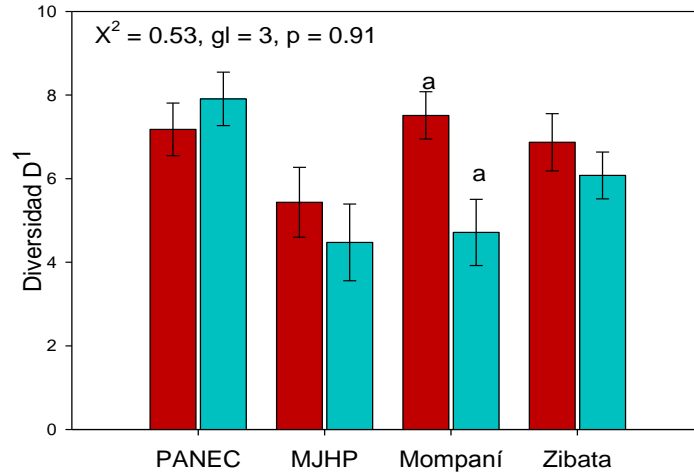
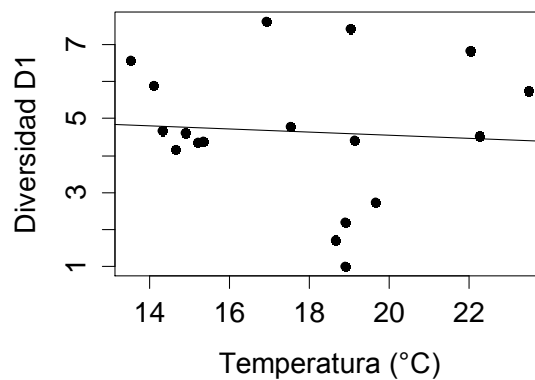


Figura 14. Diversidad (D1) de pequeños roedores en las temporadas de muestreo secas (barra roja) y lluvias (barra azul) en los cuatro fragmentos de vegetación alrededor de la Ciudad de Santiago de Querétaro. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Los resultados de los análisis de correlación de Pearson indicaron que la diversidad de los pequeños roedores tiene una asociación negativa con respecto al incremento en los valores de la temperatura promedio ($r = -0.59$, $p = 0.01$), de la precipitación media ($r = -0.49$, $p = 0.03$), y de la humedad relativa promedio ($r = -0.59$, $p = 0.01$) (Figura 16).



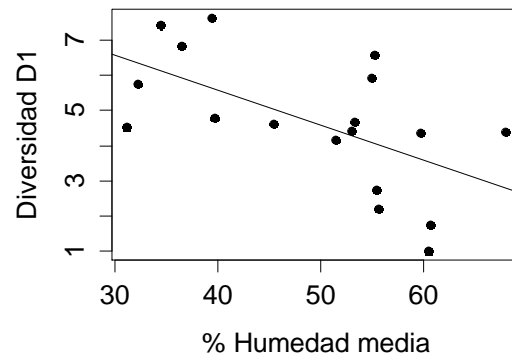
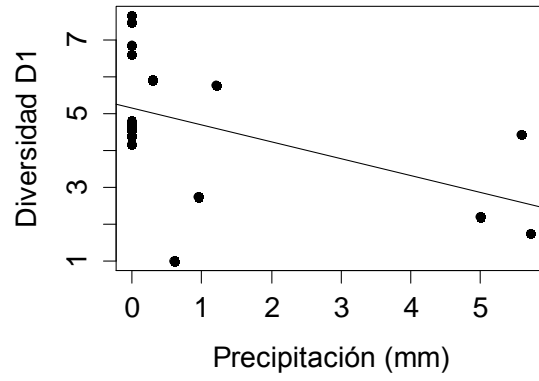


Figura 15. Correlación de Pearson de la Diversidad D1 y la temperatura promedio ($r = -0.59$; $p = 0.01$), la precipitación media ($r = -0.49$; $p = 0.03$), y la humedad relativa ($r = -0.49$; $p = 0.01$).

5. DISCUSIÓN

5.1 Inventario de especies

El esfuerzo de muestreo empleado para el inventario de pequeños roedores en el área de estudio, fue suficiente para registrar la mayoría de las especies de pequeños roedores en cada uno de los fragmentos estudiados (> 85%) y para toda el área de estudio (> 95%). Los sitios donde se logró una mejor estimación de la riqueza potencial de especies fueron PANEC y Zibatá (más del 90%).

Aunque la riqueza de especies estimada puede considerarse sobrestimada por las morfoespecies (*Peromyscus* sp1 y *P.* sp2), el presente trabajo aporta valiosa información sobre la diversidad de los pequeños roedores en la región. Con este estudio se actualiza el registro de este grupo de mamíferos en el Estado de Querétaro, ya que el inventario más reciente data de 1999, (Paniagua-León, 1999). Para la región de estudio, que se ubica en los municipios de Querétaro, Corregidora y El Marques, se añaden al registro histórico las especies *Neotoma leucodon*, *Peromyscus melanophrys*, y *P. maniculatus*; pero no fue posible la colecta de las especies *Perognathus flavus* y *Sigmodon hispidus*, a pesar de que se han colectado ejemplares en lugares cercanos a los sitios de estudio de este trabajo (GBIF, UNIBIO, CONABIO; <http://investigacion.izt.uam.mx/mamiferos>).

A pesar de que los fragmentos de vegetación se ubican de en la periferia de la mancha urbana, el ratón casero (*Mus musculus*) sólo se capturó en uno de los cuatro sitios (MJHP), y en baja abundancia (n = 4). Esta baja frecuencia coincide con lo reportado en áreas naturales de Chile (Figuroa *et al.*, 2001; Lobos *et al.*, 2005). Estos ratones son principalmente comensales y pueden vivir en diferentes tipos de hábitats perturbados (casas, minas, granjas, comercios donde almacenan alimentos, etc.), por lo que son comunes en zonas urbanas y rurales, pues se favorecen de lugares perturbados por las actividades humanas (Nolte *et al.*, 2002; Musser *et al.*, 2008; Blanco *et al.*, 2012).

Sin embargo, aunque es posible encontrar esta especie en el medio silvestre, sus números suelen ser menores a los encontrados en zonas urbanas (Figueroa *et al.*, 2001; Lobos *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2012). De tal manera que, la presencia o ausencia de esta especie exótica, permite inferir sobre el grado de perturbación de las áreas, que para este estudio permite considerarlas como poco afectadas por las actividades humanas.

5.2 Riqueza, abundancia y diversidad

El tamaño de los fragmentos estudiados, no parece afectar los altos valores de la riqueza, abundancia y diversidad de especies. Lo anterior se ve reflejado en la constante similitud en los altos valores de estos parámetros de la comunidad de pequeños roedores encontrada en tres de los cuatro fragmentos estudiados (PANEC, Mompaní y Zibatá). El sitio de estudio en Mompaní ocupa menos de 1 hectárea, mientras que PANEC y Zibatá tienen superficies mayores a las 100 Ha. Mompaní, ya se ha mencionado anteriormente como un sitio con capacidad de albergar una alta riqueza de fauna a pesar de su pequeño tamaño, cuando en un estudio realizado por Pineda-López y colaboradores (2010) se registró más del 60% de las aves que se habían reportado en otras áreas de la región.

La igualdad en la diversidad observada en los sitios Mompaní y Zibatá con respecto a PANEC, el único sitio bajo decreto de protección, hace notar el potencial que tienen estos lugares para la conservación de la diversidad biológica de la región. Sin embargo, el futuro de estos lugares es incierto. Probablemente el área natural más amenazada de este estudio sea Zibatá. La transformación del área en un centro urbano residencial y de servicios, sin duda afectará la diversidad biológica del lugar, situación de la que ya se pudo dar cuenta al final del trabajo de campo de este estudio, en gran parte de los lugares de muestreo ya se había retirado la cubierta vegetal para dar paso a la construcción de las zonas residenciales. Sin embargo, como parte de las medidas de mitigación establecidas en el proyecto, se ha designado un área de aproximadamente de una hectárea como zona protegida, lo que ciertamente brindará un refugio para aves y otras

especies de vertebrados de talla chica, pero probablemente no lo será para especies de mamíferos de talla mediana como el lince (*Lynx rufus*) y zorrillo moteado (*Spilogale gracilis*), de los cuales se han reportado en el sitio.

Por el contrario, el sitio MJHP, donde se localiza el río El Pueblito, es un ecosistema donde históricamente se ha dado un aprovechamiento intenso de los recursos, principalmente el hídrico (Luna, 2009). Aunque actualmente se encuentra en fase de recuperación, gracias a la intervención de asociaciones civiles y gubernamentales, las zonas cercanas al cauce del río, siguen siendo las más afectada por el pastoreo, la contaminación, la extracción de leña, etcétera.

En las zonas más alejadas de la influencia de las actividades humanas, las cañadas y laderas, se encuentran las comunidades vegetales mejor conservadas y donde se dio el mayor número de capturas de pequeños roedores. Estéticamente, este lugar es uno de los más atractivos, por el contraste de los elementos de la vegetación acuática a lo largo del cauce y los matorrales y elementos de bosque tropical caducifolio en las laderas del cañón. Aunque la diversidad de pequeños mamíferos fue la más baja, en comparación a los demás sitios de estudio, el lugar no deja de ser un refugio importante para la vida silvestre. El personal encargado del rescate del río ha reportado la presencia de especies de importancia ecológica como resultado del saneamiento del cauce, la tortuga casquito, el cangrejo de la barranca y el acocil, éstos dos últimos se consideraban extintos de acuerdo a SEMARNAT (CONCYTEQ, 2013).

La configuración del ensamble de pequeños roedores, brinda un panorama sobre la función ecológica de los roedores en los sitios, que está influenciado principalmente por los gremios tróficos (Fox, 1987). En PANEC, por ejemplo, donde la diversidad de los tres gremios fue similar, habla de la variedad de recursos que este sitio ofrece y que permite la coexistencia interespecífica, lo que su vez indica que es un sitio con hábitats heterogéneos y complejos (Cramer y Willig, 2002; Íñiguez y Santana, 2005). En este caso, las especies de los tres grupos alimenticios, tanto generalistas como de requerimientos más selectivos,

tienen la misma disponibilidad de recursos para llevar a cabo sus funciones ecológicas sin desplazarse entre sí.

En el caso de los sitios MJHP, Mompaní y Zibatá, donde la representación de los gremios tróficos no es equitativa debido a la mayor riqueza y abundancia de las especies generalistas, se alude a sitios de hábitats modificados y de áreas abiertas, que han beneficiado a las especies omnívoras, ya que éstas tienen mejores posibilidades de mantenerse en ambientes modificados que las especies de requerimientos más selectivos, como lo son las especies granívoras y herbívoras (Aragón *et al.*, 2009; Mendoza-Sáenz y Horváth, 2013).

Las especies comunes y raras variaron de acuerdo al sitio, por lo que es evidente que a pesar de que en casi todos los sitios las comunidades son dominadas por las mismas especies, cada uno posee un arreglo propio en su comunidad de roedores (Figura 8), que está en función del uso y disponibilidad de recursos de cada lugar, y da lugar a la diversidad funcional (gremios alimenticios).

5.3 Análisis del componente beta de la diversidad

Los valores de los componentes alfa y beta de la diversidad de pequeños roedores, toman diferentes valores dependiendo de la escala que se maneje, local o regional. Y ha sido sólo a través del análisis de partición de beta como se ha podido vislumbrar la relación que guardan estas dos escalas y cuál de estas tiene una mayor influencia sobre la diversidad en la región (Rodríguez *et al.*, 2003). Entonces, de acuerdo con esto partición escalar de la diversidad, es a nivel del microhábitat, la escala que más influye en la diversidad de pequeños roedores en el área de estudio.

La heterogeneidad del hábitat juega un papel sumamente importante en la diversidad de la fauna (Jorgensen, 2004; Barragán *et al.*, 2010), y hablando particularmente de los roedores, éstos responden de manera favorable a la presencia de diversas comunidades vegetales a nivel de microhábitat (Rojas *et al.*, 1998; Cuarón, 2000; Sánchez-Cordero, 2001) y a la diversidad de geomorfologías del lugar (González-Romero, 1995). Los pequeños roedores muestran una

estrecha relación con la estructura de la vegetación, precisamente por ser especies de talla pequeña y a por el lugar que ocupan en las cadenas tróficas como consumidores primarios, (Jorgensen 2004; Espinosa-Reyes, 2005; Luévano *et al.*, 2008), lo que a su vez promueve una asociación directa de la diversidad de roedores con la diversidad trófica (Sánchez-Cordero, 2001; Barragán *et al.*, 2010).

5.4 Descripción de la diversidad de los pequeños roedores en relación con la vegetación y los atributos medioambientales

Las diversas condiciones fisiográficas y climáticas del área de estudio, además de favorecer la convergencia de especies vegetales de zonas áridas y tropicales, también tiene un efecto importante en la diversidad de mamíferos (Ceballos *et al.*, 2002), ya que más del 90% de las especies de pequeños roedores registradas en este trabajo tienen afinidad con ambas regiones biogeográficas, la neártica y neotropical; y con la llamada zona de transición mexicana.

El análisis escalar de la diversidad de roedores y la diversidad verdadera encontrada para los diferentes hábitats en el área de estudio, demostraron que la diversidad de pequeños roedores se ve favorecida por hábitats con poca pérdida de cubierta vegetal (mejor conservados), donde predominan los matorrales asociados a pastizales. Los matorrales se componen de especies vegetales de variadas formas de crecimiento (arbustos, cactáceas, suculentas, espinosas, etc.) y la topografía y las características edafológicas de los ambientes áridos promueven una amplia variedad de microambientes, lo que propicia una rica gama de comunidades vegetales, incluso mayor que en cualquier otro ambiente o zona ecológica (Challenger, 1998; Rzedowski, 2006; Muñoz-Pedreros *et al.*, 2010). Por lo tanto, este mosaico de factores presentes en este tipo de vegetación, propicia la gran diversidad de la fauna asociada a los ambientes áridos y semiáridos (González-Romero, 1995; Brown *et al.*, 2000, 2002; Brehme *et al.*, 2011). De tal manera que, cuando se pierden elementos de este variado ecosistema la diversidad disminuye, como se observó en los hábitats con pérdida de cubierta vegetal. En el caso de tipo de hábitat (ZA-PAS-MAT) que muestra cierto grado de

perturbación, pero donde se observó un valor alto de diversidad (D1), puede explicarse en el sentido de que este grado de alteración provee suficientes recursos, por lo que no es posible observarse una diferencia entre la estructura de las comunidades de roedores en ambientes naturales y modificados (Tsvetkova *et al.*, 2008).

A nivel del paisaje, la diversidad de la comunidad de roedores coincide con lo reportado habitualmente en ambientes compuestos por matorrales, pastizales y elementos de BTC o selvas bajas caducifolias. La familia Cricetidae es la más diversa en estos ecosistemas, y en el área de estudio, estuvo representada por cinco géneros: *Peromyscus*, *Baiomys*, *Reithrodontomys* y *Neotoma*. Los miembros de esta familia, habitan una amplia variedad de sustratos, son usualmente más comunes en suelos rocosos y con una alta densidad de arbustos, matorrales, cactáceas y suculentas (Álvarez y Álvarez-Castañeda, 1991; Calisher *et al.*, 2005; Hope y Parmenter, 2007). En estos ambientes áridos, el género *Peromyscus* suele ser el más abundante seguido de los géneros *Sigmodon* y *Baiomys* (García-Estrada *et al.*, 2002), y especies de los géneros *Onychomys*, *Neotoma* y *Reithrodontomys* se caracterizan por sus bajas abundancias (Álvarez y Álvarez-Castañeda, 1991; Hope y Parmenter, 2007). La especie *Liomys irroratus*, aunque pertenece a la familia Heteromyidae -que se caracteriza por beneficiarse de zonas áridas con baja densidad de especies arbustivas (French, 1993; Genoways y Brown 1993)- resultó ser la especie más abundante en el área de estudio (n = 130). Cuando el hábitat tiene una alta densidad de matorrales y arbustos, y con alforamientos rocosos, esta especie suele ser la más común (Dowler y Genoways, 1978; Espinosa y Chávez-Tapia, 2005; Magaña-Cota *et al.*, 2012).

Es importante señalar que, a pesar de carecer de información directa de las características de los hábitats donde se llevó a cabo el presente estudio, el análisis multiescalar de la diversidad junto con el análisis de la diversidad verdadera (D1), permitieron estimar la estrecha relación que guarda el microhábitat con la diversidad de pequeños roedores en la región.

Entre temporadas de secas y lluvias, la riqueza, abundancia y diversidad de roedores no mostraron diferencias significativas. Esto muy probablemente se deba a que durante el periodo que abarcó el trabajo de campo se registró una baja precipitación (< 20 mm), por lo que no fue posible apreciar cambios significativos en la dinámica de las comunidades de roedores, contrario a lo que se ha reportado en otros trabajos para ambientes semisecos y semicálidos similares al del área de estudio, donde se observa principalmente un aumento en la abundancia de estos mamíferos (Brown y Ernest, 2002; Yates *et al.*, 2002; Lima *et al.*, 2003; Calisher *et al.*, 2005; Krebs, 2008; Luévano *et al.*, 2008). Es probable que un periodo de muestreo más prolongado durante la temporada de lluvias arrojara resultados diferentes a los que se obtuvieron en este estudio, más parecidos con la dinámica esperada de los roedores entre temporadas.

5.5 Consideraciones finales

El crecimiento poblacional y su concentración en asentamientos urbanos es un hecho irreversible, que tiene importantes consecuencias sociales, económicas y ambientales a nivel mundial (Rodríguez *et al.*, 2007; Pisanty *et al.*, 2009). La pérdida de áreas naturales a causa de la expansión urbana, trae consigo la pérdida de la funcionalidad de los ecosistemas afectando la flora, fauna y el paisaje natural (Díaz-Pineda y Valenzuela, 1989; Pisanty *et al.*, 2009), lo que a su vez acarrea afectaciones en la calidad de vida de los habitantes de las ciudades (Pisanty *et al.*, 2009). Cabe resaltar que uno de los beneficios más importantes que aporta el mantener una cubierta vegetal en los adentros y alrededores de la ciudad, son los procesos hidrológicos, ya que la cubierta vegetal amortigua las afectaciones a la infraestructura y seguridad pública debido a las inundaciones, y además promueve la infiltración del líquido vital para el abastecimiento de los mantos acuíferos (Ojeda-Rivah, 2000).

Sin embargo, a pesar del crecimiento desmesurado de las ciudades, aún es posible encontrar áreas naturales urbanas y periurbanas con la capacidad de albergar una biodiversidad representativa de la zona, y con potencial para implementar estrategias de restauración ecológica.

A través de este estudio, donde se evaluó la diversidad de pequeños mamíferos en las áreas naturales de los alrededores de la Ciudad de Santiago de Querétaro, se pudo obtener un panorama de la importancia de estas áreas naturales periurbanas, lo que refuerza la utilidad del monitoreo de este grupo de mamíferos como indicadores biológicos de la salud de los ecosistemas y como herramienta para la designación de áreas naturales protegidas (Avenant y Cavallini, 2007).

Aunque en la actualidad se llevan acciones de restauración ecológica en algunos de las áreas naturales que formaron parte de este estudio, aún queda mucho por hacer. Sobre todo, generar más información de otros grupos de fauna y flora, que se consideren indicadores biológicos para obtener un panorama más amplio, y refuerce los resultados de este trabajo sobre de la importancia de estos espacios para la conservación de la biodiversidad de la región. Sin dejar de lado la importancia que también tiene la participación de los tres niveles de gobierno para redireccionar los planes de desarrollo urbano, que contemplen como eje integral la protección del ambiente.

La relativa cercanía de asentamientos humanos a áreas naturales permite suponer que la mejor herramienta contra las especies invasoras es la conservación de áreas con un alto grado de naturalidad (Lobos et al., 2005).

6. CONCLUSIONES

- Se registraron 14 especies de pequeños roedores, dos de ellas engloban a individuos con características similares (morfoespecies) que no pudieron ser identificados, además de una especie exótica.
- Las áreas naturales periurbanas con mayor riqueza, abundancia y diversidad de especies de pequeños roedores fueron, en primer lugar, el Parque Nacional El Cimatario, seguido de Zibatá y la localidad de Mompaní, cuyos valores están relacionados con la conservación de sus hábitats y la heterogeneidad de los mismos.
- Se reafirma la importancia de la localidad de Mompaní como un área natural con alto potencial para albergar una alta riqueza y diversidad de especies a pesar de ser un fragmento de tamaño chico.
- De entre las escalas a nivel de microhábitat y de paisa, la primera fue el factor más importante para promover la diversidad de roedores, relacionada con la heterogeneidad de los hábitats presentes en el área de estudio.
- A pesar de la histórica presión de las actividades humanas sobre estos espacios naturales y las actividades que los han modificado hasta cierto grado, el registro de menos del 1% individuos de la especie exótica, el ratón doméstico, es un buen indicador del estado de conservación de éstas áreas y de la integridad de la comunidad de roedores silvestres en la región.

7. LITERATURA CITADA

- Aguirre-Díaz, G.J. 2004. Cápsula informativa titulada "El Cerro Cimatario. Un volcán extinto limitando la zona urbana de la Ciudad de Querétaro", transmitida en el programa "Foro Público" del Grupo Acir el 26 de Agosto del 2004, por el periodista Luis del Toro.
- Álvarez, T., y S. T. Álvarez-Castañeda. 1991. Análisis de la fauna de roedores del área de El Cedral, San Luis Potosí, México. (Volumen en honor al Dr. Bernardo Villa
- Andersson, M., y S. Erlinge. 1977. Influence of predation on rodent populations. *Oikos* 29: 591-597.
- Aragón, E.E, A. Garza, y F.A. Cervantes. 2009. Estructura y organización de los ensamblajes de roedores de un bosque de la Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Revista chilena de historia natural*, 82(4), 523-542.
- Aragón, Elizabeth E.; Castillo, Benjamín; Garza, Alfredo. 2002. Roedores en la dieta de dos aves rapaces nocturnas (*Bubo Virginianus* y *Tyto Alba*) en el noreste de Durango, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 29-50.
- Arango-Guevara, 2006. Tesis geociencias...
- Arreguín, S.M.L., L.G. Cabrera, N.R. Fernández, L.C. Orozco, C.B. Rodríguez, y B.M. Yépez. 1997. Introducción a la flora del estado de Querétaro. CONCYTEQ, Querétaro, México.
- Avenant N.L. 2000. Small mammal community characteristics as indicators of ecological disturbance in the Willem Pretorius Nature Reserve, Free State, South Africa. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 30:26-30.
- Avenant, N. L., y Cavallini, P. 2007. Correlating rodent community structure with ecological integrity, Tussen-die-Riviere Nature Reserve, Free State Province, South Africa. *Integrative Zoology* 2, 212–219.
- Baltazar, J., M. Martínez, y L. Hernández-Sandoval. 2004. Guía de plantas comunes del Parque Nacional "El Cimatario" y sus alrededores. Ed. U. Autónoma de Querétaro, México. 86 pp. ISBN 968-845-246-7.
- Barragán, F., C. Lorenzo, A. Morón, M. A. Briones-Salas, y S. López. 2010. Bat and rodent diversity in a fragmented landscape on the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Tropical Conservation Science* 3(1):1-16 [ER 394]
- Blanco, T. P., A.H. Corrales, M.S. Arroyo, J.J. Pérez, G.L. Álvarez, y M.A. Castellar. 2012. Comunidad de roedores en el municipio de San Marcos, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal (RECIA)*. Vol 4:1:89-101.
- Bodin, Ö., M. Tengö, A. Norman, J. Lundberg y T. Elmqvist. 2006. The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications* 16:440–451.
- Brosi, B.J., T.M. Shih y L.N. Billadelo. 2005. Polinización biótica y cambios en el uso de la tierra en paisajes dominados por humanos. En C.A. Harvey y J.C. Sáenz (Eds.) *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. EUNA, Heredia, Costa Rica.
- Brown, J. H., B. J. Fox, y D. A. Kelt. 2000. Assembly rules: desert rodent communities are structured at scales from local to continental. *American Naturalist* 156:314–32.

- Brown, J.H., S.K.M. Ernest. 2002. Rain and rodents: complex dynamics of desert consumers. *BioScience* 52:979-987.
- Carrillo, E., G. Wong, y A. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected áreas under different hunting restrictions. *Conservation biology*. 14 (6) : 1580-1561.
- CDC. Centers for Disease Control and Prevention. 2011. Rodents. Diseases directly transmitted by rodents. Disponible en: <http://www.cdc.gov/rodents/diseases/direct.html>. Consultado en diciembre de 2011.
- Ceballos, G. 2002. Actualización de la base de datos del Atlas Mastozoológico de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Bases de datos SNIB2010-CONABIO proyectos No. T009 y A003. México, D.F. (accessed through GBIF data portal, <http://data.gbif.org/datasets/resource/13394>, 2014-02-14).
- Ceballos, G., J. Arroyo–Cabral. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México. *Revista Mexicana de Mastozoología, Nueva época*. Año 2:2: 27–80.
- Ceballos, G., y G. Oliva (Eds). 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO – UNAM – Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Conabio – Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.
- Chao, A., Ch. Chiu y T.C. Hsieh. 2012. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology* 93:20137-2051.
- Cole R. 2009. Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. *Biotropica*; 41(3): 319-327.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.2
- CONCYTEQ. 2013. Ciencia, tecnología e innovación en Querétaro. Casos exitosos. Proyecto: Saneamiento de las Aguas del río El Pueblito. Marzo de 2013. Boletín Electrónico Núm. 5
- CONCYTEQ-CQRN. 2002. Uso actual y potencial de suelo en los municipios conurbados de Querétaro. Reporte Técnico No. 5. Centro Queretano de Recursos Naturales.
- Cramer, M.J., y M.R. Willig. 2002. Habitat heterogeneity, habitat associations, and rodent species diversity in a sand-shinnery-oak landscape. *Journal of Mammalogy* 83: 743-753.
- Cuarón, A.D. 2000. Habitat disturbance and Tropical Rainforest Mammals. *Conservation Biology*. Vol. 14, No. 6
- Díaz-Pérez, D. 2009. Estado actual de la flora y la vegetación nativa del municipio de Querétaro y zona conurbada: matorral xerófilo. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Díaz-Pineda, F. y M. Valenzuela. 1989. Los espacios naturales en áreas urbanas y periurbanas. En: Casa de Velázquez (Ed.): *Supervivencia de los Espacios Naturales*. Mo. Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid: 335-347.

- Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta
- Dowler, R.C., y H.H. Genoways. 1978. *Liomys irroratus*. Mammalogy Papers: University of Nebraska State Museum. Paper 84.
- Escalante, T., G. Rodríguez, N. Gómez, L. León, O. Barrera, y V. Sánchez-Cordero. 2007. Biogeografía y conservación de los mamíferos de la Faja Volcánica Transmexicana. Pp. 485-502 in Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana (Luna, I., J. J. Morrone, y D. Espinosa, eds.). Universidad Nacional Autónoma de México -Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Espinosa, L. A. y C. Chávez Tapia. 2005. *Liomys irroratus* (Gray, 1868). Pp. 628-629 in Los Mamíferos Silvestres de México (G. Ceballos y G. Oliva, coords.). CONABIO, FCE. Secc. Obras Ciencia y Tecnol. México, 988 pp.
- Espinosa-Reyes, G. 2005. Organización de manchones de vegetación leñosa y su relación con roedores en el sur del Desierto Chihuahuense. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. 87 pp
- Figuroa, R.A., S. Corales, J. Cerda, y H. Saldivia. 2001. Roedores, rapaces y carnívoros de Aysén. Servicio Agrícola y Ganadero, Gobierno Regional de Aysén, Coyhaique, Chile. 197 pp.
- Fox, B.J. 1987. Species assembly and the evolution of community structure. *Evolutionary Ecology* 1: 201-213.
- French, A. R. 1993. Physiological ecology of the Heteromyidae: Economics of energy and water utilization. Pp. 509-538 In H. H. Genoways and J. H. Brown, (eds.). *Biology of the Heteromyidae*. American Society of Mammalogists, Stillwater, OK.
- García-Daguer, R.R., J. Guadalupe-Valtierra, A. Bayona-Celis, R. de la Llata-Gómez. 2001. Uso del suelo y vegetación de la Zona Sur Del Estado de Querétaro. Reporte técnico / Centro Queretano de Recursos Naturales, 3. Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro. ISBN 968-5402-04-04. 43 pp
- García-Estrada, C., Romero Almaráz, M.L. y Sánchez-Hernández C. 2002. Comparison of rodent communities in sites with different degrees of disturbance in deciduous forest of Southwestern Morelos, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.). 85:153-168.
- Genoways and J. H. Brown, (eds.). 1993. *Biology of the Heteromyidae*. American Society of Mammalogists, Stillwater, OK.
- Gering, C.J., T.O. Cristy y J.A. Veech. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17:488-499
- GOMEZ, M.D.; PRIOTTO, J., PROVENSAL, M.C., STEINMANN, A; CASTILLO, E.; POLOP, J.J. 2008. A population study of house mice (*Mus musculus*) inhabiting different habitats in an Argentine urban area. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 62(3): 270-273.
- Gonzalez-Romero, A. 1995. Cambios en la composición de las comunidades de roedores en relación a los tipos de vegetación y geomorfología en el Pinacate, Sonora, Mexico. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 64: 45-58.

- Gutiérrez-García, D., H. Luna-Soria, C.A. López-González, y R.F. Pineda-López. 2007. Guía de Mamíferos del Estado de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. 266 pp.
- Hafner, D.J., E. Yensen, y G.L.Jr. Kirkland (Eds). 1998. North American Rodents. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Rodent Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 171 pp.
- Hammer, O., D. A. T. Harper, P. D. Ryan. 2001. PAST: Palentological Statics software package for education and analysis data. *Paleontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Hernández-Martínez C., y L.G. Hernández-Sandoval. 2009. Plantas Nativas En El Estado De Santiago De Querétaro (Conociendo Algunas De Las Plantas De Nuestra Región). Memorias del Programa Verano de la Ciencia 2009, 8° Verano de la Ciencia de la Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad Ciencias Naturales. Licenciatura en Biología.
- Hill, M. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427/432.
- Hope, A.G., y R.R. Parmenter. 2007. Food habits of rodents inhabiting arid and semi-arid ecosystems of central New Mexico. *Special Publications, Museum of Southwestern Biology* 9:1-75.
- INEGI. 2007. Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Escala 1: 250 000, Serie II (Continuo Nacional). México.
- INEGI. 2010-2011. Conjunto de datos vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250 000, Serie V (Capa Unión).
- Íñiguez, I., y E. Santana. 2005. Análisis mastofaunístico de Estado de Jalisco. En: Sánchez V & R Medellín (eds) *Contribución mastozoológicas en homenaje a B Villa: 253-268*. Instituto de Biología, UNAM; Instituto de Ecología, UNAM; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México.
- Jorgensen, E.E. 2004. Small mammal use of microhabitats reviewed. *Journal of Mammalogy* 85:531-539.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*.113:363-375.
- Krebs, Ch. 1986. *Ecología. Pirámide*. Madrid.
- Kunz, T.H., C.D. Wemmer, y V. Hayssen. 1996. Sex, age, and reproductive condition of mammals. Pp. 279-290. In: *Measuring and monitoring biological diversity* (D.E. Wilson, J. Nichols, R. Rudrin, R. Cole, and M. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Lantschner, M.V., y V. RUSCH. 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de Nothofagus antarctica en el NO Patagónico. *Ecol. austral*, Córdoba, v. 17, n. 1, jun.
- León Paniagua, L. 1999. Distribución geográfica de las aves y los mamíferos del estado de Querétaro. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. H160. México, D.F.
- LoGiudice K, Ostfeld RS. Interactions between mammals and trees: predation on mammal-dispersed seeds and the effect of ambient food. *Oecol* 2002; 130:420-425.

- Lomolino, M.V. 2000. Ecology's most general, yet protean pattern: the species–area relationship. *Journal of Biogeography* 27:17–26.
- Loucks, O.L., M.L. Plumb-Mentjes, y D. Rogers. 1985. Gap processes and large-scale disturbances in sand prairies, p. 71–83. En: S.T.A. Pickett y P.J. White (Eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Inc., New York.
- Luévano, J., E. Mellink, M.E. Riojas-López y J.L. Flores-Flores. 2008. Comunidades de roedores nocturnos en un ecotono de matorrales micrófilos y zacatal gipsófilo en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79:197-203.
- Luna, B. 2009. “Tesis de Maestría”. Maestría en Gestión Integrada de Cuencas. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro, México.
- Magaña-Cota, G.E., F. Botello, J. Iglesias-Hernández, M.E. Portillo-Vega, y V. Sánchez-Cordero. 2012. Riqueza específica de roedores en el estado de Guanajuato, México. *Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos*.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. U. K. 256 p.
- Magurran, A., B. J. McGill (editores). 2011. *Biological Diversity frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. Estados Unidos. 455 p.
- Martínez, M. y A. García–Mendoza. 2001. Flora y vegetación acuática de localidades selectas del estado de Querétaro. *Acta Bot. Mex.* 54: 1–23.
- Marull, J. y J.M. Mallarach. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. *Ecosistemas* 11.
- Mendoza-Sáenz V.H., Horváth A. 2013. Roedores y murciélagos en la zona cafetalera del Volcán Tacaná, Chiapas, México. *Therya*. 4(2): 409-423.
- Montiel S., P. León y A. Estrada. 2008. Riqueza y diversidad de quirópteros en hábitats- isla en una región naturalmente fragmentada de Mesoamérica. Pp 373-392. En: J.C. Sáenz y C. Harvey (Eds). *Evaluación y conservación de la biodiversidad de paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Editorial InBIO, Costa Rica.
- Mora Hernández, L.D., y M. Martínez y Díaz de Salas. 2009. Flora Y Vegetación Acuáticas De Dos Ríos Del Municipio De Querétaro Y Zona Conurbana. *Memorias del Programa Verano de la Ciencia 2009. 11° Verano de la Ciencia de la Región Centro*. Facultad de Ciencias Naturales, UAQ
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda. N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82:1249-1261.
- Mukherjee, S., Goyal, S.P., Johnsingh, A.J.T. and Leite-Pitman, M.R.P. 2004. The importance of rodents in the diet of jungle cat (*Felis chaus*), caracal (*Caracal caracal*) and golden jackal (*Canis aureus*) in Sariska Tiger Reserves, Rajasthan, India. *J. Zool. Lond.* 262(4): 405–411.
- Muñoz-Pedrerros, A., S. Fletcher, y J. Yáñez. 2010. Diversidad de micromamíferos en tres ambientes de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Región de Valparaíso, Chile, 1-11. In *Gayana Concepción* 74 (1).
- Musser, G., Amori, G., Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N. & Mitsain, G. 2008. *Mus musculus*. In: IUCN 2014. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2014.1. <www.iucnredlist.org>. Visitado el 24 de mayo de 2014.

- Ojeda-Revah, L. 2000. "ESPACIOS URBANOS Y NATURALES". El Bordo, retos de frontera, Vol.5, 2000, pp.69-84
- Paine, C.E.T., y H. Beck. Seed predation by neotropical rainforest mammals increases diversity and seedling recruitment. *Ecology* 2007; 88(12):3076-3087.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567–2586.
- Pereyra, LC., y C.E. Moreno. 2013. Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Revista Chilena de Historia Natural* 86, 231-239.
- Pineda-López R., N. Febvre y M. Martínez. 2010. Importancia de proteger áreas pequeñas periurbanas por su riqueza avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil* 11:69-80.
- Pisanty, I., M. Mazari, E. Ezcurra, Patricia Moreno-Casasola, Lina Ojeda Revah, Alejandro Velázquez, Francisco Romero Malpica, y Consuelo Bonfil. 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, In: *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), SEDESU (Secretaría de Desarrollo Sustentable) y CONCYTEQ (Centro Queretano de Recursos Naturales del Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro). 2008. *Perspectivas del medio ambiente urbano: GEO zona metropolitana Querétaro*. Poder Ejecutivo del Estado de Querétaro. Querétaro, Querétaro.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ramírez-pulido, J., J. Arroyo-Cabrales y A. Castro-Campillo. 2005. Estado actual y relación nomenclatural de los mamíferos terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 21: 21–82.
- Rodríguez, E.A., D. Alves Pereira, B.C. Camacho-Pires y R.A.B. Moraes-Victor. 2007. El enfoque ecosistémico de las áreas urbanas y periurbanas: contribución de la reserva de la biosfera del cinturón verde de la ciudad de São Paulo para la gestión integrada de las ciudades y de sus servicios ambientales, en G. Halffter, S. Guevara y A. Melic (eds.) *Hacia una cultura de la conservación y la diversidad biológica*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 337-353.
- Rodríguez, P., Soberón, J. y Arita, H. T. 2003. El Componente Beta de la Diversidad de Mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 89: 241-259.
- Rojas, A.B., Cobaleda J, Márquez A.L., Palomo, L.J. y Real R. (1998) Tendencias geográficas de la riqueza específica de micromamíferos y de carnívoros en Andalucía (España). *Galemys* 10 (nº especial):13-26
- Rzedowski, J., 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Sánchez-Cordero, V. 2001. Elevational gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, México. *Global Ecology and Biogeography* 10: 63-76.

- SEDESU, 2010. Anuario Económico del Estado de Querétaro. Versión digital.
<http://sedesu.queretaro.gob.mx>
- Tabarelli M, Gascon C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 19:734–39
- Umetsu, F. y R. Pardini. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22: 517-530
- Veech J, Crist T (2009) PARTITION: software for hierarchical additive partitioning of species diversity, version 3.0.
- Wilson, D.E., y D.M. Reeder (eds.). 2005. *Mammals species of the World. A taxonomic and geographic reference.* Third edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Zamudio S, Rzedowski J, Carranza E y Calderón G. 1992. *La Vegetación del Estado de Querétaro.* Instituto de Ecología Centro Regional del Bajío, México, 1-15.

Apéndice 1. Riqueza de especies y abundancias relativas de pequeños roedores en los sitios de estudio de los alrededores de la Ciudad de Santiago de Querétaro.

Especie/Sitio de muestreo	PANEC		MJHP		Mompaní		Zibatá	
	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias
	Ni (AR)	Ni (AR)	Ni (AR)	Ni (AR)	Ni (AR)	Ni (AR)	Ni (AR)	Ni (AR)
<u>Familia</u>								
<u>Cricetidae</u>								
<i>Baiomys taylori</i>	21 (0.056)	24 (0.069)	0	1 (0.003)	17 (0.045)	1 (0.003)	15 (0.040)	7 (0.022)
<i>Neotoma leucodon</i>	2 (0.005)	5 (0.014)	0	0	0	0	0	1 (0.003)
<i>Neotoma mexicana</i>	0	1 (0.003)	0	0	0	0	0	0
<i>Peromyscus difficilis</i>	6 (0.016)	6 (0.017)	3 (0.008)	3 (0.008)	3 (0.008)	6 (0.017)	1 (0.003)	1 (0.003)
<i>Peromyscus gratus</i>	20 (0.053)	18 (0.051)	5 (0.01)	2 (0.006)	24 (0.064)	2 (0.006)	37 (0.098)	9 (0.028)
<i>Peromyscus levipes</i>	5 (0.01)	21 (0.60)	14 (0.037)	12 (0.033)	23 (0.61)	15 (0.043)	9 (0.024)	13 (0.041)
<i>Peromyscus maniculatus</i>	0	0	0	0	6 (0.016)	0	0	0
<i>Peromyscus melanophrys</i>	6 (0.016)	3 (0.009)	0	0	1 (0.003)	0	9 (0.024)	2 (0.006)
<i>Peromyscus pectoralis</i>	3 (0.008)	7 (0.02)	0	3 (0.008)	6 (0.016)	3 (0.009)	3 (0.008)	0
<i>Peromyscus sp1</i>	2 (0.005)	1 (0.003)	1 (0.003)	1 (0.003)	3 (0.008)	1 (0.003)	4 (0.011)	0
<i>Peromyscus sp2</i>	4 (0.011)	0	1 (0.003)	0	5 (0.01)	0	3 (0.008)	0
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	0	7 (0.02)	1 (0.003)	2 (0.006)	3 (0.008)	1 (0.003)	9 (0.024)	5 (0.016)
<u>Heteromyidae</u>								
<i>Liomys irroratus</i>	18 (0.048)	11 (0.031)	10 (0.026)	22 (0.061)	27 (0.071)	18 (0.052)	15 (0.040)	10 (0.031)
<u>Muridae</u>								
<i>Mus musculus</i>	0	0	4 (0.011)	0	0	0	0	0
<i>Número de especies</i>	10	11	8	8	11	8	10	8
<i>Total de individuos</i>	87	104	39	46	118	47	105	48
<i>Esfuerzo de muestreo (noches/trampa)</i>	378	350	378	360	378	348	378	320

Ni, Número de individuos; AR, Abundancia Relativa.